



**ESTUDIO DE LOS MECANISMOS
DE ENSUCIAMIENTO Y BIOENSUCIAMIENTO
DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA
EN LA REGENERACIÓN DE LAS
AGUAS RESIDUALES URBANAS**



TESIS DOCTORAL

Mohammed Hassani Zerrouk
Cádiz 2007

Departamento de Ingeniería Química, Tecnología
de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente
Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales

TESIS DOCTORAL

**ESTUDIO DE LOS MECANISMOS DE
ENSUCIAMIENTO Y BIOENSUCIAMIENTO DE LAS
MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA EN LA
REGENERACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES
URBANAS**

Mohammed Hassani Zerrouk
Cádiz, Septiembre de 2007

ESTUDIO DE LOS MECANISMOS DE ENSUCIAMIENTO Y BIOENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA EN LA REGENERACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

Memoria presentada por el Licenciado D. Mohammed Hassani Zerrouk para optar al Grado de Doctor en Recursos Naturales y Medio Ambiente por la Universidad de Cádiz.

Fdo. Mohammed Hassani Zerrouk

Cádiz, Septiembre de 2007

LA PRESENTE TESIS DOCTORAL HA SIDO DIRIGIDA POR LOS PROFESORES DOCTORES D. JOSÉ MARÍA QUIROGA ALONSO, CATEDRÁTICO DEL ÁREA DE TECNOLOGÍAS DEL MEDIO AMBIENTE, Y D. JUAN ANTONIO LÓPEZ RAMÍREZ, PROFESOR TITULAR DEL ÁREA DE TECNOLOGÍAS DEL MEDIO AMBIENTE DE LA UNIVERSIDAD DE CÁDIZ

LOS DIRECTORES:

Fdo.: D. José María Quiroga Alonso

VºBº

Fdo.: D. Juan Antonio López Ramírez

Fdo.: D. José María Quiroga Alonso.

*Director del Departamento de Ingeniería Química,
Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente*

AGRADECIMIENTOS

Cuando uno inicia sus andaduras por el “apasionante” mundo de la investigación, va conociendo a muchísimas personas que de una u otra forma van influyendo sobre el devenir de tu trabajo.

Algunos te orientan sobre como enfocarlos, otros te asesoran sobre como realizar tal o cual análisis, otros te ofrecen su ayuda para resolver determinado problema, y otros simplemente te brindan su amistad.

Con las siguientes palabras quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que de una u otra forma han contribuido a que el fruto de tantas horas de trabajo y estudio hayan podido ser plasmadas en la presente Tesis Doctoral, la cual desgraciadamente, sólo puede contemplar los aspectos científico-técnicos de la investigación obviando los aspectos humanos de la misma.

A mi director Dr. D. José María Quiroga Alonso. Gracias por poner tu confianza en mí, por ser un ejemplo a seguir, por no dejar de sorprenderme día tras día, por estar siempre dispuesto a AYUDAR, por saber ESCUCHAR, por demostrarme tu amistad y por otras MUCHÍSIMAS más cosas, INFINITAS GRACIAS.

A mi director Dr. D. Juan Antonio López Ramírez. Tú mejor que nadie sabes lo duro y complicado que ha resultado realizar este trabajo. Gracias por tu constante interés, por la labor realizada y por fomentar mi formación científica y humana. Gracias por transferirme tus conocimientos, por tu paciencia y como no, por tu amistad.

Al Dr. D. Diego Sales Márquez, director del Grupo de Investigación “Tecnologías del Medio Ambiente” y reciente Rector Magnífico de la Universidad de Cádiz. Gracias por permitirme trabajar contigo, ha sido todo un honor y un verdadero privilegio. Me has demostrado a lo largo de todos estos años lo mucho que te importa la gente que trabaja a tu lado. Siempre te estaré agradecido.

A todos y cada uno de mis compañeros de grupo de investigación de “Tecnologías del Medio Ambiente” con mi más sincero agradecimiento por su gran compañerismo y amistad. A todos los veteranos, Selu, Charo, Loli, Pera, Manzano, Montse y Enrique, ejemplos de compromiso incondicional con la Universidad.

A mis compañeros. Blanca, Andu, Juana, Libo, Raúl, Liñe (con el record en las fiestas llevadas en el cuerpo), Youssef, Txomi, Rubio y Pupi (no olvidaré en mi vida la caída libre de curso de San Roque, ni la teoría de acción reacción a las 4 de la mañana.) peaso de compañeros, y a Santi, mi sucesor (me demostraste lo bueno y lo trabajador que eres aunque me pillaste en la última fase de mi carrera científica, gracias).

A los antiguos combatientes. A Rocío, Carlos, Abel, Asun y Manolo metales, gracias por todo Amigos.

Al resto de compañeros del Grupo TMA, Inma, Ester, Antonia, Carmen, Dani y Cristina Espero no haberme olvidado de nadie,

A mis amigos de por vida (los amigos de Petit Berlin), EdamonE, Argelino, Mchichah, Lwazna, Zeriyyufii, Abdellah, Baqali, Mounir, gracias a todos por ser mis amigos.

A mis amigos que me demostraron ser buenos amigos, Taha, Jabir, mounir mi primo, Essam, Choho, Younes, Imad y Hicham. Hafid, Admi, Mohammed, Asma, Ramzi.

A mis amigos y profesores, Aarab Ahmed, Chaouki El Moujahid y Chafik Tarik por sus buenas orientaciones y apoyos en mi investigación desde muy lejos.

A mi grupo especial de pesca y picnic, pues con vosotros he podido “desconectar” siempre, disfrutando juntos del placer de la pesca y del mar sin olvidar Moulay Abdslam. Najib, Simohammed, Nasrallah, Mohammed Boutoutou, y por ultimo el aliño de este grupo mi amigo y mi tío Khalid.

A mis amigos especiales en Puerto Real, Carmen, Jiji, Isa, Ramon, María, Tania, Sonia, Celia, Gbriel, Loli, Sofia. Jorge y Marina a demás de lo anteriormente dicho, por tener una amistad muy especial demostrada durante 7 largos años.

A Maria del Carmen por tu especial apoyo moral, por estar allí en lo bueno y lo malo, por estar a mi lado siempre que te necesitaba y por aguantarme todo este tiempo. A Maria del Carmen (madre) y pepe por abrirme sus corazones y las puertas de vuestra casa de par en par.

A Germán, Manolo, Raúl, Jesús, Carlota, Cristina, Paco, Federico, Pascal, Jesús, por ser más compañeros que compañeros y más amigos que amigos espero que esto sea solo el principio.

A Rafael, Olimpia, Rosa y Chema, Pedazos de amigos, viajar con vosotros ha sido como las aventuras de ALIBABA lleno de alegría sorpresas y emoción. Espero poder repetirlo con vosotros pero esta vez sobre la alfombra volante con aire acondicionado.

A Simohamed, Lamiae, Mounir y Sanae, por estar allí cuando os necesito, por abrirme las puertas de vuestras casas, y tener tanta confianza en mí. Os quiero a todos.

En la vida uno no puede elegir la familia que quiere, pero si me dejasen hacerlo escogería la que tengo. A mis padres, Abdessalam y Mahjouba, por toda una vida de esfuerzo y sacrificio dedicado a la educación de sus hijos, por el amor y el cariño entregado sin límites, y por la lucha librada con la vida solo para que sus hijos estén BIEN. Os quiero mucho. Mis hermanos que son más que hermanos, Karima (gracias hermanita por apoyarme y estar allí en lo bueno y lo malo), Omar (el chikitin del nido, el gran sabio informático y el hombre que tiene la sangre a 4 C° y la cabeza a las 3 de la tarde, jaja), Yassin (mi amigo y hermano, gracias por ser más amigo que amigo y más hermano que hermano, siempre estas allí cuando te necesito y sé de ante mano que estarás allí para siempre).¿Y como voy a olvidar a Chakir, Hanan mis sobrinitos Si Mohammed I, Si Mohammed II, Lalla Aya y Lalla Latifa.

A mi GRAN FAMILIA

Nunca digas de esta agua no beberé

Osmosis inversa, cuando la tecnología aprende de la naturaleza.

INDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS	9
2.1. EL CICLO DE AGUA	11
2.1.1. CONCEPTO BÁSICO DE LA REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DEL AGUA	17
2.1.2. APLICACIONES DEL AGUA REGENERADA	19
2.1.2.1. Aplicaciones de la reutilización para uso potable	20
2.1.2.2. Aplicaciones de la reutilización para uso no potable	20
2.1.3. ASPECTOS LEGALES Y NORMATIVOS DE LA REUTILIZACIÓN	23
2.1.3.1. Normativa Española	28
2.1.3.2. Recomendaciones Andaluzas	34
2.1.4. ASPECTOS SANITARIOS DE LA REUTILIZACIÓN	37
2.1.5. SITUACIÓN ACTUAL DE LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES EN ALGUNOS PAÍSES	39
2.1.5.1. Cuenca mediterránea	39
2.1.5.2. Otros países	53
2.1.5.3. Situación en España	57
2.2. TECNOLOGÍAS PARA LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS	68
2.3. LA TECNOLOGIA DE MEMBRANAS EN LA REGENERACIÓN Y DEPURACIÓN DE AGUAS	71
2.3.1. USO DE LA TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS	72
2.3.2. VENTAJAS DE LA APLICACIÓN DE MEMBRANAS	76
2.3.3. DESCRIPCIÓN DE LAS TECNOLOGÍAS DE MEMBRANAS	77
2.3.3.1. Microfiltración (MF)	77
2.3.3.2. Ultrafiltración (UF)	78
2.3.3.3. Nanofiltración (NF)	80
2.3.3.4. Electrodialisis (ED)	81
2.3.4. OSMOSIS INVERSA (OI)	83
2.3.4.1. Historia del descubrimiento de la osmosis	84
2.3.4.2. Aspectos fundamentales de la ósmosis inversa	88

2.3.4.3. Conceptos básicos de los procesos de membranas	90
2.3.4.4. Clasificación de las membranas de ósmosis inversa	99
2.3.4.5. Influencia de las condiciones de operación	117
2.3.4.6. Limitaciones del proceso de ósmosis inversa	127
2.4. ENSUCIAMIENTO Y BIOENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA	131
2.4.1. ENSUCIAMIENTO COLOIDAL	133
2.4.1.1. Reseñas históricas de los coloides	134
2.4.1.2. Coloides de naturaleza inorgánica	135
2.4.1.3. Ensuciamiento por coloides de naturaleza orgánica	141
2.4.2. BIOENSUCIAMIENTO	148
2.4.2.1. Formación de biopelículas en las membranas	149
2.4.2.2. Principales efectos del bioensuciamiento	152
2.4.3. INCRUSTACIONES	157
2.5. LIMPIEZA DE LAS MEMBRANAS DE OSMOSIS INVERSA	162
2.5.1. NECESIDAD DE UNA LIMPIEZA	162
2.5.2. PROCESOS DE LIMPIEZA	164
2.5.3. LIMPIADORES DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA	165
2.5.4. AUTOPSIA DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA	179
2.5.5. EQUIPO DE LIMPIEZA	182
2.6. COSTES DE PROCESO DE OPERACIÓN DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA	184
3. MATERIAL Y MÉTODOS	185
3.1. DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTAS PILOTOS DE LABORATORIO	187
3.1.1. PLANTA PILOTO PARA MEMBRANAS DE CONFIGURACIÓN ESPIRAL	187
3.1.2. PLANTA PILOTO PARA MEMBRANAS DE CONFIGURACIÓN PLANA	192
3.2. METODOLOGÍA Y PLAN DE TRABAJO APLICADO	196
3.3. TÉCNICAS ANALÍTICAS	201

3.4. REACTIVOS COMERCIALES EMPLEADOS	208
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	209
4.1. ENSAYOS PREVIOS	211
4.1.1. CAUDAL NORMALIZADO	211
4.1.2. DETERMINACIÓN DEL CAUDAL DE OPERACIÓN	212
4.1.3. CARACTERIZACIÓN DE LAS MEMBRANAS CPA2-2540	214
4.2. INTERACCIONES MEMBRANA-COMPONENTES FÍSICO-QUÍMICOS DEL AGUA RESIDUAL EN CONDICIONES DE LABORATORIO	217
4.2.1. ESTUDIO DE ENSUCIAMIENTO CON AEROSIL	218
4.2.2. ESTUDIO DE ENSUCIAMIENTO CON AEROSIL Y CLORURO SÓDICO	229
4.3. ESTUDIO DE LAS INTERACCIONES MEMBRANA-COMPONENTES MICROBIOLÓGICOS DEL AGUA RESIDUAL EN CONDICIONES DE LABORATORIO	238
4.3.1. ENSAYO CON LUZ ULTRAVIOLETA PARA LA DESINFECCIÓN DE EFLUENTE SECUNDARIO	239
4.3.2. ENSAYOS DE ENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS CON AGUA RESIDUAL DESINFECTADA	243
4.3.3. ENSAYOS DE ENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS CON AGUA RESIDUAL SIN DESINFECTAR	252
4.3.4. ESTUDIO COMPARATIVO DE CAUDALES ENTRE LOS ENSAYOS DE ENSUCIAMIENTO CON Y SIN MICROORGANISMOS	266
4.4. ESTUDIO DE LAS INTERACCIONES MEMBRANA-CONDICIONES HIDRODINÁMICAS DEL SISTEMA EN LAS CONDICIONES DE LABORATORIO	275
4.4.1. ENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS CON AEROSIL	276
4.5. ESTUDIO DEL SISTEMA DE LAVADO DE LAS MEMBRANAS EN LAS CONDICIONES DE LABORATORIO	298
4.5.1. CARACTERÍSTICAS DE AGUA DE APORTE	298
4.5.2. CARACTERIZACIÓN DE LA MEMBRANA LIMPIA	300
4.5.3. ENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS	301

4.5.4. RESULTADOS DE LA AUTOPSIA DE LA MEMBRANA SUCIA	303
4.5.4.1. Características del depósito	303
4.5.4.2. Prueba de flujo de las membranas sucias	307
4.5.5. REALIZACIÓN DE LOS LAVADOS	308
4.5.6. CONDICIONES DEL LAVADO	323
4.5.7. RESULTADO DE LOS LAVADOS	324
 5. CONCLUSIONES	 327
 6. BIBLIOGRAFÍA	 331
 7. ANEXOS	 346

1. INTRODUCCIÓN

Según las estimaciones de las Naciones Unidas la población de la Tierra a mediados de 2007 es de 6.500 millones de personas, y se espera que para el año 2050 alcance los 9.076 millones de personas. Si se tiene en cuenta que hace sólo 500 años la población era sólo de unos 500 millones, se entiende que el crecimiento demográfico actual tiene una clara tendencia exponencial.

Actualmente, los países desarrollados poseen unos hábitos de vida que requieren para su sostenimiento un gran consumo de recursos naturales, tanto renovables como no renovables. Dentro de éstos, el agua ocupa una posición vital para el sostenimiento no sólo de las necesidades nutricionales o sanitarias de las personas, sino también para el desarrollo de la gran mayoría de las actividades productivas de la humanidad.

El agua cubre acerca de 71% de la superficie terrestre. De ellos alrededor de 1.322.000.000 km³ son agua salada que supone un 97% y el otro 3% es agua dulce. Solo el 30% de ella está en estado líquido, ya sea en superficie en ríos, lagos, arroyos, etc. o en el subsuelo constituyendo nuestros recursos hídricos disponibles de agua potable. Este pequeño porcentaje de agua dulce sería suficiente para satisfacer todas las necesidades globales si estuviera, espacial y temporalmente bien distribuido, pero desafortunadamente no ocurre así. Existe una disociación entre la cantidad de agua disponible y la presencia humana. Por ejemplo, Canadá con 30 Millones de habitantes tiene unos 100.000 m³ de escorrentía fluvial por persona, mientras que la India con 1.100 Millones de habitantes sólo dispone de 2.400 m³.

En la antigüedad, y antes de la aparición de las grandes civilizaciones, la relación del hombre con el agua, a parte de que era armónica, era simple y directa. Por lo tanto no se necesitaban bases para normalizar dicha relación. El agua se tomaba directamente de la fuente en la cantidad requerida, o se utilizaba para transporte o como energía motriz, estando limitado su uso únicamente por las tecnologías y los recursos disponibles.

Esta visión ha cambiado en la actualidad. Los obstáculos técnicos para obtener agua están básicamente solucionados, desde la toma de un río o perforación de pozos profundos, hasta la desalación de agua de mar. No obstante, el problema al que el hombre sigue enfrentándose es el referido a la gestión del recurso, ya que este recurso vital está limitado tanto en cantidad como en calidad dentro de una zona determinada.

El agua compone cerca del 80 por ciento de nuestro cuerpo y posee propiedades físicas y químicas que hacen de esta simple molécula el medio ideal para el transporte de sustancias. El agua controla las grandes transferencias de materia y energía a nivel mundial, es responsable de nuestro clima, es sumidero de muchísimos desechos, en el agua se dan fenómenos de autodepuración, es fuente de numerosos recursos naturales, etc. Por eso, el agua es fundamental en los procesos de digestión, absorción y distribución de nutrientes, transporte y desecho de elementos tóxicos, etc. A parte de ser la base de las funciones vitales del cuerpo humano, resulta indispensable para el desarrollo de las actividades humanas: económica, industrial, social o política. La mayoría de los problemas ambientales están relacionados con el agua.

La pérdida de la calidad del agua en los cursos naturales y el creciente y continuo consumo de las reservas limita su disponibilidad y condiciona el desarrollo socioeconómico de las regiones, ya que es un recurso natural donde calidad y cantidad son características indisociables

En España y en la mayoría de los países mediterráneos, el clima pasa de terribles inundaciones a largos períodos de sequías. En el año 2005, que fue el año más seco en los últimos 60 años, las lluvias descendieron un 30 ó 40%. La escasez de las aguas ha llegado a condicionar el establecimiento de industrias y ha incidido negativamente en el desarrollo turístico en nuestro país. Estos daños causados por los largos periodos de sequía, pueden llegar a ser minimizados por una eficaz gestión del recurso y un adecuado sistema de desarrollo. De esta forma, es posible plantear un estilo de progreso a través de actividades basadas en los recursos endógenos, la distribución de las actividades en los territorios de acuerdo con la capacidad de acogida de los ecosistemas, la regulación de dichas actividades, etc., de tal manera que respeten la recuperación de los acuíferos y la capacidad de autodepuración de los cursos naturales.

La condición de un recurso como el agua varía con el tiempo y debe ser asociada a la del desarrollo tecnológico, de tal forma que la escasez del mismo puede ser matizada por la aplicación de las más adecuadas tecnologías. En esta línea, la reutilización de las aguas debe ser un factor más a considerar del estilo de desarrollo de una región con déficit crónico de agua, puesto que su adecuada y planificada implementación ayudará, sin lugar a dudas, a aumentar los recursos hídricos con seguridad, eficacia y regularidad en los caudales.

La reutilización pretende aprovechar unas aguas que por su elevada contaminación no se podían aprovechar hasta ahora, como las aguas residuales, las cuales, al ser cada vez más

abundantes constituyen una fuente de problemas cada vez mayor para el medio ambiente. Por ello, los procesos de reutilización son una nueva fuente de suministro de aguas, y gracias a los avances técnicos de la actualidad, son accesibles a amplios sectores. Los procesos de reutilización pueden contribuir de forma importante a resolver problemas de escasez y de calidad de las aguas disponibles pudiendo ser considerada ya como una alternativa real y no convencional para satisfacer las crecientes demandas de abastecimiento. Por otra parte, las cada vez más exigentes legislaciones sobre calidad ambiental de los diferentes sistemas acuáticos, junto con los niveles de tratamiento cada vez más estrictos impuestos a los vertidos de aguas residuales, han hecho que el agua residual tratada pueda cumplir con las normativas más restrictivas en materia de vertidos.

Las tecnologías o grado de tratamiento aplicado para regenerar un agua, viene condicionado por el tipo de uso que se le va a dar, de tal manera que cuanto mayor es el grado de tratamiento, mayores son las aplicaciones potenciales del agua. Hoy en día, el grado de desarrollo de las técnicas empleadas en el tratamiento terciario avanzado permite su aplicación a gran escala, y la obtención de la calidad deseada en las aguas depuradas.

En la actualidad el tratamiento y la regeneración de las aguas mediante las tecnologías de membranas, y en especial membranas de ósmosis inversa, es utilizado en multitud de aplicaciones como son la desalación de agua de mar y salobre, reutilización de aguas residuales urbanas e industriales, eliminación de microcontaminantes en aguas para el suministro potable, obtención de agua ultrapura para la industria de la microelectrónica e industria farmacéutica, etc. No obstante, la utilización de la ósmosis inversa en la reutilización de las aguas presenta algunos inconvenientes como son el coste de las membranas y la necesidad de pretratamientos adecuados para la eliminación de los sólidos en suspensión, microorganismos, etc., que es necesario investigar.

Así por ejemplo, en el campo de la reutilización de aguas hay pocos estudios que se preocupen de cómo se produce dicho proceso, es decir de la hidrodinámica del mismo. Otros de los problemas del uso de la tecnología es el asociado al ensuciamiento de las membranas. Éste repercute de forma importante sobre el adecuado rendimiento de las unidades, puesto que altera de forma notable la productividad y calidad del agua producida, lo cual se traduce en un aumento de los costes de operación, y por supuesto en una disminución en la rentabilidad del proceso. Por tanto, es fundamental el entendimiento de los mecanismos físicos, químicos y biológicos que conducen al ensuciamiento de las membranas.

Por último, las propias secuencias de lavado recomendadas por los fabricantes de membranas no son, en muchos casos, todo lo eficientes que debieran ser en la eliminación de la suciedad y son frutos de experiencia más que de un estudio científico profundo. Todo esto hace que quede aún mucho camino por recorrer en el conocimiento del comportamiento de las membranas ante la llegada de efluentes de diversas características y con distinto grado de tratamiento. Estas razones son las que se han tenido en cuenta para plantear esta investigación.

La presente Tesis Doctoral es un resultado de un proyecto de investigación de referencia REN. 2003 – 07534, financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICIT). Los objetivos que se proponen alcanzar con la realización de esta tesis doctoral están basados en la hipótesis de partida de que el hecho de poder conocer en profundidad qué es lo que ocurre en la interacción membrana-disolución, ayudará, sin duda, a poder diseñar membranas de mejor calidad, más resistentes, menos costosas y seleccionar las mejores condiciones de pretratamiento y operación. En definitiva, que nos puedan proporcionar un producto, el agua, con las mejores características posibles y a un menor coste.

Teniendo esto en cuenta el objetivo general de esta tesis consiste pues en estudiar las interacciones, mecanismos y condiciones de operación que desencadena el ensuciamiento coloidal y microbiológico en las membranas de ósmosis inversa empleadas para la reutilización de aguas residuales urbanas. Para conseguir este objetivo general se han de alcanzar los siguientes objetivos parciales:

Objetivo 1. Estudiar las interacciones membrana-componentes físico-químicos de agua residual. Uno de los grandes problemas para un mayor uso de la tecnología de ósmosis inversa es el ensuciamiento coloidal. Las características superficiales de las membranas y las características de los coloides presentes en el agua, influyen en el tipo de interacción que se pueden dar entre ambos. Estas interacciones condicionan el grado de ensuciamiento coloidal que pueden sufrir las membranas.

Objetivo 2. Estudiar las interacciones membrana-componentes microbiológicos del agua residual. Las características superficiales de las membranas y las microbiológicas del agua residual, influyen en la formación de la biopelícula sobre la superficie de la membrana, lo que condiciona el bioensuciamiento de las mismas.

Objetivo 3. Estudiar las interacciones membranas-condiciones hidrodinámicas del sistema. El régimen de circulación del fluido en la superficie de las membranas influye también en el grado de ensuciamiento al que éstas se ven sometidas.

Objetivo 4. Estudiar diferentes secuencias de lavado para eliminar la suciedad adherida a las membranas y que los diferentes agentes de limpieza y secuencias de lavado recomendados por el fabricante para tratar de eliminar, de forma específica, el ensuciamiento químico y microbiológico que se produce sobre la membrana, no son, a veces, todo lo eficaces que se necesitan para eliminar la suciedad depositada.

2. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

2.1. EL CICLO DE AGUA

El agua es fundamental para el hombre: ello lo demuestra el que casi el 80% del peso de una persona es agua. Un adulto bebe una media de 2,5 litros al día de agua, y necesita como mínimo 0,75 litros para mantenerse vivo. La Organización Mundial de la Salud estima que son necesarios 150 litros/hab/día para una situación saludable (*Al-Gobaisi, 1997*). Este dato contrasta con lo que ocurre en los países subdesarrollados, en lo que hay más de 1.500 millones de personas que no tienen agua potable. En algunos casos se necesitan de tres a cuatro horas diarias para conseguirla (*Uche, 2000*).

El lema del Día Mundial del Medio Ambiente del año 2003 "¡Agua!: ¡Dos mil millones sufren sin ella!" puso de relieve el papel fundamental que tiene la disponibilidad del agua en la supervivencia humana y el desarrollo sostenible.

Los datos actuales son inquietantes. Se calcula que 2.600 millones de personas no disponen de instalaciones de saneamiento adecuadas y que una de cada seis personas carece de un acceso regular al agua potable (*OMS, 2004*). A si mismo, las enfermedades vinculadas con el agua provocan la muerte de un niño cada ocho segundos y son la causa del 80% del total de las enfermedades y muertes en los países en vía de desarrollo. Esta situación resulta mucho más trágica si se tiene en cuenta que desde hace mucho tiempo sabemos que esas enfermedades se pueden prevenir fácilmente.

Si bien en los últimos 20 años los países en vía de desarrollo han conseguido un aumento del suministro de los servicios de agua, ese adelanto se ve contrarrestado en gran parte por sus crecimientos demográficos. En muchos lugares del mundo se vive con el fantasma de la escasez de agua a causa de una mala gestión, la contaminación, el consumo excesivo y últimamente las consecuencias del cambio climático.

Aunque el ciclo del agua no se inicia en un lugar específico, para esta explicación se puede asumir que comienza en los océanos. El sol, que dirige el ciclo del agua, calienta el agua de los océanos, la cual se evapora hacia el aire como vapor de agua. Corrientes ascendentes de aire llevan el vapor a las capas superiores de la atmósfera, donde la menor temperatura provoca que el vapor de agua se condense y forme las nubes. Las corrientes de aire mueven las nubes sobre el globo y al crecer, caen en forma de precipitación. La mayor parte de las precipitaciones caen en los océanos. De la parte que cae en la superficie terrestre, una parte lo

hace en forma de nieve, y se acumula en capas de hielo y en los glaciares, los cuales pueden almacenar agua congelada por millones de años. En los climas más cálidos, la nieve acumulada se funde y derrite cuando llega la primavera. La nieve derretida corre sobre la superficie del terreno como agua de deshielo y a veces provoca inundaciones.

La otra parte que cae sobre la superficie corre sobre ella como escorrentía superficial alcanzando los ríos. En la corriente de los ríos, el agua se transporta de vuelta a los océanos.. No toda el agua de lluvia fluye hacia los ríos, una gran parte se acumula y almacena en los lagos de agua dulce y otra parte es absorbida por el suelo como infiltración. Parte de este agua permanece en las capas superiores del suelo, y vuelve a los cuerpos de agua y a los océanos como descarga de agua subterránea. Otra parte del agua subterránea encuentra aperturas en la superficie terrestre y emerge como manantiales de agua dulce. El agua subterránea que se encuentra a poca profundidad, es tomada por las raíces de las plantas y transpirada a través de la superficie de las hojas, regresando a la atmósfera. Otra parte del agua infiltrada alcanza las capas más profundas de suelo y recarga los acuíferos (roca subsuperficial saturada), los cuales almacenan grandes cantidades de agua dulce por largos períodos de tiempo. A lo largo del tiempo, esta agua continúa moviéndose, parte de ella retornará a los océanos, donde el ciclo del agua se "cierra"...y comienza nuevamente.

Aunque los océanos representan una gran reserva de agua, cubriendo las tres cuartas partes de la superficie terrestre, ésta tiene de media una salinidad de más de un 3% en peso, haciéndola inservible para la mayoría de los usos humanos. Menos del 3% del agua terrestre es dulce, pero casi toda ella está contenida en los hielos glaciales, por lo que tampoco está disponible. El agua sigue un ciclo regenerativo (evaporación-formación de nubes-lluvia-escorrentía), pero sólo en parte del mismo es utilizable, cuando está en estado líquido y sin contenido de sal.

En el ciclo hidrológico incluye toda una serie de fenómenos físicos, químicos y biológicos que de manera natural permiten mantener las cantidades de agua dulce en la biosfera. Asimismo, este ciclo regenera de forma natural la calidad del agua mediante diferentes procesos (dilución, asimilación, dispersión, evaporación, condensación, etc.) de tal forma que, mientras la capacidad del sistema no sea sobrepasada, la naturaleza lleva a cabo la regeneración del agua hasta los niveles de calidad necesarios para mantener el equilibrio de los ecosistemas. El proceso de regeneración natural no sólo mejora la calidad del agua sino que, además, promueve la utilización de los componentes eliminados de la misma, así como su reubicación

en lugares donde causen menos daño, como por ejemplo en las zonas arenosas y limosas de los ríos, o en los sedimentos de los mares y los océanos.

Hoy en día se deben apreciar dos factores de suma importancia relacionados con la disponibilidad de las aguas:

- 1) La autodepuración de los medios receptores se ve desbordada limitando el uso de las aguas.
- 2) Existen grandes volúmenes de aguas residuales que siendo adecuadamente tratadas podrían convertirse en un recurso potencial que ayudará a resolver el problema de la gran demanda actual de agua. Para ello es imprescindible poder aplicar tecnologías fiables y baratas.

La mayoría de las naciones, con mayor o menor grado de industrialización, tienen grandes problemas para garantizar un adecuado suministro de agua, así como para asegurar la protección de las fuentes de suministro frente a la creciente contaminación de las aguas. Estos problemas en su conjunto han servido como catalizadores del concepto de regeneración y reutilización del agua y lo han elevado a un plano de gran importancia, considerándolo como una prioridad en el ámbito internacional.

El balance hidráulico de una zona geográfica se obtiene como diferencia entre el aporte anual de agua, constituido por las precipitaciones y las aportaciones de los ríos, acuíferos y trasvases de otras cuencas, y las pérdidas anuales de agua, o pérdidas irre recuperables, cuyo destino es la atmósfera o el mar. Cualquier actuación destinada a conservar agua que consiga reducir esas pérdidas irre recuperables ha de mejorar la disponibilidad de agua para su aprovechamiento a lo largo del año. Por este motivo, la regeneración y reutilización de agua residual únicamente resultará en un incremento real de los recursos hidráulicos aprovechables en una zona, si esas aguas no se pierden de forma irre recuperable, mediante su vertido en el mar desde una población costera o a través de la evapotranspiración en zonas del interior (*Mujeriego, 1994*).

La desigualdad entre la demanda de agua y los recursos disponibles es muy clara, especialmente en las áreas más áridas (Golfo Pérsico, Magreb). Ello se ha visto favorecido por el rápido crecimiento del nivel de vida en estos países, las pérdidas en la red y la agricultura intensiva en condiciones extremas de aridez. Los recursos de agua provenientes de lluvia, los recursos subterráneos o el reciclado de aguas residuales no son suficientes para satisfacer la

demanda. Existe el problema añadido de la sobreexplotación de acuíferos subterráneos, que implica una disminución de los niveles freáticos o un deterioro de sus cualidades, llevando incluso a la intrusión de agua salada en los mismos. La experiencia ha demostrado que el límite de la escasez crónica de agua que impide el desarrollo humano está fijado en 1.000 m³ de agua anuales de recursos renovables. Esta cantidad también es conocida como “estrés hídrico” y según su definición, todos los países de Oriente Medio lo sufren (*Al-Gobaïsi, 1999*).

Para afrontar la escasez de agua se han desarrollado varias estrategias:

- La construcción de trasvases desde zonas con superávit de agua a zonas deficitarias de agua: semejantes proyectos requieren inversiones muy caras y grandes trabajos de ingeniería civil, que generan un gran impacto ambiental. Además, la mayoría de estos proyectos (Ej.: canal de Provenza en Francia, trasvase Tajo-Segura), se hacen tanto más complicados cuando el área beneficiaria está tanto más alejada de la zona suministradora del agua. Pero además de las repercusiones ambientales, conviene destacar otras de carácter económico, institucional, social, como las que han tenido lugar en España con la aprobación del Plan Hidrológico Nacional y su derogación parcial posterior.
- La gestión de la demanda refleja un cambio mayor en la forma de abordar la gestión de los recursos hídricos, desde el desarrollo tradicional de la oferta (construcción de la infraestructura física para aumentar la captación de agua para el uso directo) hasta una mayor eficiencia en el uso, conservación, reciclaje y reutilización del agua. La gestión de la demanda examina los cambios en la demanda y la forma en como la gente utiliza el agua para así lograr un uso más eficiente y rentable del agua. Esto puede ayudar a reducir el desperdicio en el uso del recurso. La gestión de la demanda puede, algunas veces, obviar la necesidad de inversiones en infraestructura, dando un aumento real de la eficiencia para la sociedad.

La gestión de la demanda se aplica a nivel de cuenca, a nivel de grandes usuarios de agua (los servicios públicos y la industria), a nivel de usuarios agrícolas, a uso doméstico y a uso de las comunidades. Mientras se puedan usar técnicas diferentes en cada nivel, el método de abordarlos es similar. La gestión de la demanda pretende cambiar la práctica y la conducta humana y, por lo tanto, está estrechamente vinculada con los instrumentos de cambio social, los instrumentos regulatorios y

económicos y el conocimiento y la comunicación. El uso de la gestión de la demanda requiere un esfuerzo serio, porque la mayoría de los usuarios creen que tienen derecho al uso (y al desperdicio) del recurso sin límite, sin apreciar los impactos que tiene el desperdicio de agua en la sociedad y en el medioambiente. La educación debe cambiar las actitudes a largo plazo y son necesarias las campañas de comunicación para cambiar la conducta en el corto plazo hacia al ahorro del agua durante una emergencia por sequía.

- La reutilización de las aguas residuales y desalación de agua de mar constituyen una buena estrategia para afrontar la escasez del agua, ya que presentan dos importantes beneficios. El más obvio es la provisión de una fuente adicional y fiable de agua. La segunda es la reducción de impactos medioambientales, por reducción o eliminación de los vertidos de aguas residuales. Por tanto, cuando se considera la gestión integrada del agua, los beneficios de la reutilización y desalación deberían ser siempre valorados teniendo en cuenta que se contribuye a la mejora de los recursos de agua de la región y a la minimización del vertido de aguas residuales.

En general, la reutilización de agua residual ofrece grandes beneficios. Por una parte permite explotar este elemento primordial de forma sostenible, y por otra, disminuye la contaminación en nuestros ríos y mares al disminuir los vertidos a los mismos tanto desde las ciudades como desde las industrias. Por tanto, cuando se considera la gestión integrada del agua, los beneficios de la reutilización del agua residual deberían ser siempre valorados teniendo en cuenta que se contribuye a la mejora de los recursos de agua de la región y a la minimización del vertido de aguas residuales.

Diariamente se vierten en los diferentes ríos el mundo unos dos millones de toneladas de desechos, según el Informe de Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos del Mundo. Se estima que la producción mundial de aguas residuales es de aproximadamente 1.500 km³ y asumiendo que un litro de aguas residuales contamina 8 litros de agua dulce, la carga mundial de contaminación puede ascender actualmente a los 12000 km³, siendo las poblaciones pobres las más afectadas, con un 50% de la población en los países en desarrollo expuesta a fuentes de agua contaminadas.

En el caso de Europa, la principal fuente de agua la constituyen las aguas superficiales (alrededor del 75 % del total de aguas captadas). Sin embargo, una gran parte del agua

proviene de las aguas subterráneas (alrededor del 25 %). En algunos países, principalmente España, cantidades menores proceden de fuentes no convencionales como, por ejemplo, la desalinización de agua de mar y reutilización del agua. Según datos recopilados sobre estadísticas del agua a través del cuestionario conjunto Eurostat (Statistical Office of the European Communities) y OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) sobre aguas interiores, por término medio, el 34 % del total de agua dulce que se extrae en la Europa de los 15 (EU-15) se utiliza en la agricultura, el 31 % para la producción de electricidad, el 17 % para el suministro público de agua, el 13 % en la industria manufacturera y el 5 % para otros usos. Este indicador muestra una distribución muy desigual entre países, y concretamente con España donde los porcentajes de uso son; 68,2% para la agricultura, 4,6% para la industria y 13,2% en el abastecimiento.

La contaminación de las aguas por aguas residuales mediante vertidos directos o un tratamiento inadecuado aumenta la concentración de contaminantes y produce cambios indeseables en la composición de la biota acuática (concentración bacteriana, falta de oxígeno, etc.). El impacto de los contaminantes en el medio ambiente depende de la cantidad y de las características físicoquímicas de los vertidos, así como de la sensibilidad de las aguas receptoras. Por tanto, no todos los usos descritos anteriormente ejercen la misma presión en el medio ambiente o requieren el mismo tipo de tratamiento. Todavía no se dispone a nivel comunitario de datos concretos sobre la contaminación de aguas residuales.

La aparición de la Directiva Marco Europea sobre el agua 2000/60/CE modificada por la decisión N° 2455/2001/CE (*D.O.C.E, 2001*) ha obligado a los países miembros a dar el primer paso hacia la mejora en las gestión del agua y disminuir los riesgos para la salud y el medioambiente que pueden causar algunas sustancias consideradas como peligrosas. Como consecuencia de dicha directiva, el control de los efluentes que perjudican los sistemas y los recursos acuáticos deberían mejorar a largo y a corto plazo.

En algunos países los Planes Hidrológicos de Cuencas han sido ya elaborados (España y Francia) o están en proceso de realización (Grecia y Portugal). Estos planes pueden ser una herramienta efectiva para actuar, aunque los ya existentes tienen algunos aspectos negativos que son necesarios mencionar: (a) no incluyen esquemas de los recursos integrados de agua, (b) están dominados por la importancia de los requerimientos a corto plazo, y (c) están todavía en su mayoría más dirigidos a incrementar la disponibilidad de agua que en una mejora en la

gestión de las demandas de agua a pesar de los recientes esfuerzos para dirigir estos nuevos cambios (*Angelakis, 2001*).

Por tanto, la reutilización de aguas residuales está cobrando cada vez más importancia en las zonas áridas y semiáridas del Mediterráneo, como consecuencia de las demandas crecientes de recursos hídricos para prácticamente todos los usos.

2.1.1. CONCEPTO BÁSICO DE LA REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DEL AGUA

En los párrafos anteriores se ha estado utilizando el termino reutilización de aguas. Y aún no se ha definido que se entiende por él. Al proceso de tratamiento necesario para que un agua residual pueda ser reutilizada se denomina generalmente regeneración y el resultado de dicho proceso agua regenerada. De acuerdo con su significado etimológico, la regeneración de un agua consiste en devolverle, parcial o totalmente, el nivel de calidad que tenía antes de ser utilizada (*Mujeriego, 1994*). La reutilización de un agua sería entonces “el uso que se hace del agua regenerada”, siendo el último paso dentro del proceso de gestión integral del agua, después de la captación, abastecimiento y la depuración (*Ansola, 2000*).

La reutilización de efluentes es un componente intrínseco del *ciclo natural del agua*. Mediante el vertido de efluentes a los cursos de agua y su dilución con el caudal circulante, las aguas residuales han venido siendo reutilizadas incidentalmente en puntos aguas abajo para aprovechamientos urbanos, agrícolas e industriales. Esto es lo que se conoce en este campo como “reutilización indirecta o sin planificación” y se ha venido realizando desde hace mucho tiempo. La *reutilización directa o planificada* de agua residual a gran escala tiene un origen más reciente y supone el aprovechamiento directo de efluentes, con un mayor o menor grado de tratamiento previo, mediante su transporte hasta el punto de aprovechamiento a través de un conducto específico, sin mediar para ello la existencia de un vertido o una dilución en un curso de agua natural (*Mujeriego, 1994*).

En algunos casos, la reutilización planificada de las aguas residuales se ha convertido en un elemento principal de la gestión integral de los recursos hídricos, donde puede tener un uso significativo en la remediación de la problemática del déficit de agua, tanto para su utilización directa como a través de su purificación y almacenamiento posterior en acuíferos costeros.

La regeneración de agua residual se concibe actualmente como un proceso destinado a obtener un producto de calidad. La elaboración y comercialización de este producto debe plantearse en un marco más amplio que el tradicional de lucha contra la contaminación, y con una nueva mentalidad en la planificación, concepción y explotación de los procesos de regeneración diferente a la adoptada generalmente en el tratamiento del agua residual (*Mujeriego, 1994*).

La planificación para la concepción e implantación de los Sistemas de Regeneración y Reutilización de Aguas Residuales debe combinar los pasos que normalmente se asocian tanto para el abastecimiento de agua, como para el saneamiento (*Asano, 1995*).

Dentro de la planificación de los sistemas de reutilización y regeneración de agua residual, existen varias corrientes que proponen diversas metodologías para realizar esta planificación. No obstante, todas ellas coinciden en que debe existir una estrategia organizada que permita gestionar este tipo de sistemas desde un principio, donde se plantee con objetividad las metas a alcanzar, los medios disponibles para obtenerlas y que permita evaluar exhaustivamente todas las opciones disponibles para seleccionar la alternativa más adecuada.

Existen numerosas razones para justificar la reutilización planificada de aguas residuales. (*Mujeriego, 1994*)

1. Una reducción del aporte de contaminantes a los cursos naturales de agua, en particular cuando la reutilización se efectúa mediante riego agrícola, de jardinería o forestal. La reutilización de agua residual mediante riego permite que las sustancias orgánicas difíciles de mineralizar puedan ser degradadas biológicamente durante su infiltración a través del terreno de cultivo, donde sus componentes minerales serán posteriormente asimilados por las plantas.
2. El aplazamiento, la reducción o incluso la supresión de instalaciones adicionales de tratamiento de aguas de abastecimiento, con la consiguiente reducción que ello representa tanto de los efectos desfavorables sobre los cursos naturales como los costes de abastecimiento de agua.
3. Un ahorro energético, al evitar la necesidad de aportes adicionales de agua desde zonas más alejadas a las que se encuentra la planta de regeneración de agua.

4. Un aprovechamiento de los elementos nutritivos contenidos en el agua, especialmente cuando el agua regenerada se utiliza para riego agrícola y de jardinería.
5. Una mayor fiabilidad y regularidad del caudal de agua disponible. El flujo de agua residual es generalmente mucho más fiable y regular que el de la mayoría de los cauces naturales.

La importancia que otorga cada país a la reutilización de sus aguas residuales depende en gran medida de la disponibilidad en éstos de fuentes de agua. La mayoría de los países del norte de Europa poseen abundantes recursos de agua. Allí, la necesidad de un suministro extra de agua a través de la reutilización de las aguas residuales tratadas no es una prioridad, pero sí se considera importante como medida para proteger el medio ambiente. Por el contrario, en los países del sur de Europa la situación es diferente; en éstos, el aporte adicional de agua que conlleva la reutilización de las aguas residuales puede ayudar de forma notoria el desarrollo de la agricultura (riego de cultivos), el turismo (riego de campos de golf) e incluso al propio suministro urbano. Por tanto, considerando sus potenciales beneficios (protección de los recursos de agua, prevención de la contaminación de las costas, recuperación de nutrientes para la agricultura, aumento del caudal de los ríos, ahorros en el tratamiento de las aguas residuales, recarga de aguas subterráneas, y la consiguiente sostenibilidad en la gestión de los recursos de agua), el tratamiento y reutilización de las aguas residuales puede ser ventajoso tanto para los países del sur como del norte de Europa.

2.1.2. APLICACIONES DEL AGUA REGENERADA

El agua residual regenerada genera desconfianza, se ve como ‘agua sucia’. Sin embargo, con el tratamiento adecuado, puede tener la misma calidad química, microbiológica y organoléptica que el agua potable que acostumbramos a ver salir de nuestros grifos y ser igual de segura. El tratamiento a que se someten las aguas residuales depende simplemente del uso final que se le vaya a dar, ya que dependiendo de este uso, así será la calidad requerida.

Basándonos en la naturaleza de la aplicación, pueden identificarse dos tipos de aplicaciones de la reutilización de agua residual: aplicaciones para uso potable y aplicaciones para uso no potable.

2.1.2.1. APLICACIONES DE LA REUTILIZACION PARA USO POTABLE

En este tipo de uso el fin último es el consumo de agua.

Esta categoría suele subdividirse a su vez en otros dos posibles usos:

1) Reutilización indirecta para uso potable, cuando el agua regenerada se mezcla con otra masa de agua natural (*Mujeriego, 1994*). En otras palabras, la reutilización indirecta implica la evacuación del efluente depurado al medio ambiente mediante su vertido a los cursos de agua y su dilución con el caudal circulante, con una posterior reutilización en puntos agua abajo, para su aprovechamiento urbano, agrícola e industrial. Las vías de aguas receptoras en un proyecto de reutilización indirecta para uso potable suelen ser los acuíferos, lagos, estuarios, depósitos y, a veces, los ríos. En estos casos, a través de los procesos de dilución y autodepuración tiene lugar la aparición de un efecto psicológico fundamental: la pérdida de la identidad del agua residual.

2) Reutilización directa para uso potable, cuando el agua regenerada se introduce directamente en la red de distribución de agua potable, tal como se ha realizado en algunas naves especiales tripuladas de larga duración o en Windhoek, Namibia. Este aprovechamiento del efluente depurado requiere un tratamiento adecuado hasta alcanzar los parámetros fijados legalmente para su clasificación de agua potable, mediante su transporte hasta el punto de aprovechamiento a través de una conducción especial, sin mediar para ello la existencia de un vertido o una dilución en un curso natural de agua.

2.1.2.2. APLICACIONES DE LA REUTILIZACION PARA USO NO POTABLE

Es importante señalar que, hasta el momento, los proyectos de regeneración para usos no potables son los que han adquirido el mayor desarrollo en numerosas partes del mundo, habiendo alcanzado unas excelentes cotas de fiabilidad y de aceptación por parte de los usuarios y el público en general, especialmente en países desarrollados donde los recursos hídricos son limitados y la protección ambiental es una prioridad destacada. A continuación, se describen algunas de las aplicaciones de reutilizaciones no potable.

☞ **Recarga de aguas subterráneas:** esta aplicación tiene como objetivos mejorar la capacidad de los acuíferos de agua no potable, la provisión para futuros tratamientos y reutilización, la provisión para el almacenamiento de agua regenerada, controlar o evitar el hundimiento del terreno y/o establecer barreras contra la intrusión de agua marina en los acuíferos costeros. Valga como ejemplo que en el Plan Hidrológico Nacional se contempla la reutilización de parte del caudal generado en la EDAR del Baix Llobregat en la recarga artificial de acuíferos de la zona, con el objetivo de proteger el aluvial del río Llobregat y así impedir la intrusión marina del acuífero, y por tanto, proteger los recursos subterráneos frente a la contaminación y sobreexplotación.

☞ **Reutilización industrial:** el agua regenerada puede ser utilizada en el propio proceso industrial; no obstante, la reutilización industrial se realiza frecuentemente para sistemas de agua de refrigeración, alimentación de calderas, lavados de minería, compactación de suelo, etc.

☞ **Usos medioambientales:** la aplicación medioambiental del agua regenerada consiste especialmente en la mejora y preservación del medio natural, tal como el incremento de las zonas húmedas, creación de estanques, aumento en el caudal de los ríos, etc.

☞ **Usos municipales:** en los últimos 20 años han aumentado exponencialmente en muchos lugares del mundo los usos de agua municipal para el riego relacionado con las prácticas deportivas, zonas verdes públicas y privadas, lavado de aseos y automóviles, extinción de incendios, agua para la construcción, limpieza de camiones de basura, etc.

☞ **Usos agrícolas:** Aproximadamente el 67 por ciento de la demanda de agua en el mundo está dedicada al riego agrícola, y ello la convierte en una aplicación idónea para el agua residual regenerada. Desde 1960 la superficie mundial de regadío casi se ha duplicado, y en muchas áreas hay una falta evidente de recursos de agua. El uso del agua residual regenerada para riego provee de una fuente vital para mejorar la productividad agrícola. Además de proporcionar una fuente de agua de bajo coste, hay otra serie de beneficios colaterales: un aumento en los rendimientos de los cultivos, un descenso de la necesidad de fertilizantes químicos y la mejora de la protección frente a las heladas. Esta práctica se utilizó antiguamente por los romanos y los griegos. En la actualidad el riego con agua regenerada ha alcanzado una notable aplicación en muchos países desarrollados.

La reutilización en riego agrícola y de jardinería está considerado en algunos países como una alternativa adicional y en algunos casos como la única elección posible. Las aguas residuales tratadas con las características indicadas en las *Tablas 2.1* y *2.2*, sometidas después a unos tratamientos terciarios simples, como puede ser una filtración sobre lecho de arena y una desinfección con cloro, ozono o radiación ultravioleta pueden utilizarse sin ningún tipo de problema, en la mayor parte de las aplicaciones recogidas en el borrador de Real Decreto (B.O.E., 2002; B.O.E., 2002a), elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente que pretende regular las condiciones básicas para la reutilización directa de las aguas residuales depuradas en España. Estos tratamientos tienen el objetivo de eliminar algunos contaminantes (metales pesados, parásitos, bacterias, virus y componentes orgánicos) que pueden resultar limitantes para ciertos usos y concretamente para usos directos del efluente de la EDAR.

En Andalucía, la Consejería de Salud estableció en el año 1994 unos criterios sanitarios mínimos que permiten evitar los riesgos potenciales que pudieran derivarse de la reutilización de aguas residuales urbanas depuradas en el riego agrícola y de zonas verdes. Estos criterios se fundamentan principalmente en las Directrices dadas por la Organización Mundial de la Salud para el uso sin riesgos de aguas residuales depuradas en la agricultura.

Tabla.2.1. Características medias de las aguas residuales depuradas tras ser sometidas a un tratamiento biológico convencional (Fariñas, 2001)

Materias en suspensión	10-30 mg/L
DBO ₅	20-30 mg O ₂ /L
DQO	50-120 mg O ₂ /L
COT	10-30 mg C/L
Nitrógeno total	30-60 mg N-NH ₃ /L
Fósforo total	6-15 mg P/L
Coliformes totales	10 ⁵ -10 ⁶ ufc/100 mL
Bacteriófagos	10 ³ -10 ⁴ ufp/100 mL
Enterovirus	10 ⁰ -10 ² ufp/L

Tabla 2.2. Características medias de las aguas residuales depuradas tras ser sometidas a un tratamiento biológico con nitrificación-desnitrificación y eliminación del fósforo (Fariñas, 2001).

Materias en suspensión	10-15 mg/L
DBO ₅	5-15 mg O ₂ /L
DQO	20-80 mg O ₂ /L
COT	10-20 mg C/L
Nitrógeno total	5-8 mg N-NH ₃ /L
Fósforo total	0,5-2 mg P/L
Coliformes totales	10 ⁴ -10 ⁵ ufc/100 mL
Bacteriófagos	10 ³ -10 ⁴ ufp/100 mL
Enterovirus	10 ⁰ -10 ² ufp/L

Cuando el agua regenerada se va a destinar a riego de cultivos sensibles, se tiene que tener en cuenta algunos factores: el contenido en boro que resulta tóxico para algunas plantas, la Tasa de Adsorción de Sodio (TAS) que puede llegar a impermeabilizar el suelo y perjudicar gravemente a los cultivos y, la salinidad, ya que algunas plantas no toleran una elevada salinidad o un contenido importante en cloro.

2.1.3. ASPECTOS LEGALES Y NORMATIVOS DE LA REUTILIZACIÓN

La evolución de las aplicación de reutilización del agua regenerada, así como la disponibilidad de nuevas tecnologías, conjuntamente con la demanda creciente del agua y las mejoras en capacidad analítica, han impulsado la evolución de las normativas de reutilización (Salgot, 2000).

El empleo del agua regenerada implica la necesidad de obtener un agua con una calidad mínima para cada uso y garantizar unas condiciones sanitarias satisfactorias. Estas calidades mínimas y condiciones sanitarias satisfactorias se recogen en diversas recomendaciones/normativas promulgadas por organismos tanto de carácter internacional (OMS) como de carácter nacional (United States Environmental Protection Agency) (Cajigas, 2002).

En este momento existen iniciativas conjuntas entre la OMS y la Comisión Europea para revisar el estado actual de la reutilización en la Unión Europea y elaborar unas orientaciones con el objetivo de redactar posteriormente unas Directivas Europeas.

En la actualidad existe un nuevo borrador que aporta aspectos muy interesantes que permite valorar el riesgo del empleo del agua regenerada según los usos y el nivel de tratamiento, cuestión que hasta ahora no era posible. Este nuevo sistema de valoración de riesgos se basa en la medida de los DALYS (disability adjusted life years): medida de la salud de una población o carga de enfermedades debidas a una enfermedad específica o factor de riesgo. Mide el tiempo perdido de discapacidad o muerte generado por una enfermedad comparado con la misma vida pero sin que hubiese tenido ese factor de riesgo o enfermedad. Permite comparar los efectos del uso de aguas regeneradas según las características de éstas y el tipo de aplicación o contacto con el agua.

A continuación se presenta un resumen de diferentes legislaciones sobre materia de reutilización, usadas como referencia en distintos países.

- ✓ Las directrices de calidad propuesta por la OMS (1989) para riego agrícola. Estas directrices vienen resumidas en la *Tabla 2.3*.
- ✓ Las normas de calidad de California, que aparecen recogidas en la *Tabla 2.4* (Departamento de Servicios Sanitarios de California, 1978).
- ✓ Las normas de calidad de Florida, *Tabla 2.5* (Florida, Departement of Environmental Protection, 1996).
- ✓ Directrices propuestas por la USEPA (United States Environmental Protection Agency (1992), resumida en la *Tabla 2.6*.

En la actualidad, las directrices de la OMS para “el uso seguro del agua residual en agricultura y acuicultura” (OMS, 1989) están siendo revisadas. La revisión de estas directrices incluyen como ya se ha comentado anteriormente, la fijación de determinados objetivos sanitarios basados en estudios científicos sobre riesgos, con el objetivo de maximizar la protección de la salud pública pero al mismo tiempo favoreciendo el uso de este escaso recurso (Carr, 2002).

Tabla 2.3. Directrices sobre la calidad microbiológica recomendada de las aguas residuales para su utilización en agricultura (OMS, 1989).

Categoría	Condiciones del aprovechamiento	Grupo expuesto	Nematodos intestinales (huevos/L) (b)	Coliformes fecales (UFC/100 mL) (c)	Tratamiento necesario para lograr la calidad microbiológica exigida
A	Riego de cultivos que comúnmente se consumen crudos, campos de deporte, parques públicos (d)	Trabajadores, consumidores públicos	≤ 1	≤ 1000	Serie de lagunas de estabilización que permitan lograr la calidad microbiológica indicada, o un tratamiento equivalente
B	Riego de cultivos de cereales industriales y forrajeros, praderas y árboles(e)	Trabajadores	≤ 1	No se recomienda ninguna norma	Estancia en lagunas de estabilización durante 8-10 días, o tratamiento con una eliminación equivalente de helmintos y coliformes fecales
C	Riego localizado de los cultivos indicados en la categoría B, cuando ni los trabajadores ni el público estén expuestos	Ninguno	No es aplicable	No es aplicable	Tratamiento previo de acuerdo con las exigencias de la técnica de riego, incluyendo al menos una sedimentación primaria

- a) Deberán tenerse en cuenta las condiciones epidemiológicas, socioculturales y ambientales de cada caso concreto, modificando las directrices en consonancia.
- b) Media aritmética. Especies de *Ascaris*, *Trichuris* y anquilostomas.
- c) Media geométrica. Durante el período de riego.
- d) Conviene establecer una directriz más estricta (≤ 200 coliformes fecales/100 mL) para prados de uso público, como los existentes en los hoteles, en los que el público puede entrar en contacto directo con el agua depositada en la hierba.
- e) En el caso de árboles frutales, el riego debe interrumpirse dos semanas antes de iniciar la recolección de la fruta, debiendo estar prohibido la recogida de la fruta que haya caído al suelo. No es conveniente regar por aspersión.

Tabla 2.4. Directrices sobre la calidad microbiológica y criterios para el riego en el Estado de California (Departamento de Servicios Sanitarios de California, 1978).

Aplicaciones de reutilización	Técnica de riego	Coliformes fecales o totales (b)	Tratamiento necesario para lograr la calidad microbiológica exigida
Cultivos que comúnmente se consumen crudos	Spray	$< 2,2/100$ mL (a)	Tratamiento secundario, coagulación, clarificación, filtración y desinfección
Cultivos que comúnmente se consumen crudos	Superficie	$< 2,2/100$ mL (a)	Tratamiento secundario y desinfección
Árboles frutales y vid	Superficie	Sin límite	Tratamiento primario
Cultivos de pastos, producción de fibras y semillas	Superficie	Sin límite	Tratamiento primario
Pastos para animales productores de leche	Superficie o Spray	$< 23/100$ mL (a), (c)	Tratamiento secundario y desinfección
Campos de golf, cementerios, medianas de carreteras, y otros jardines con acceso público	Superficie o Spray	$< 23/100$ mL (a), (c)	Tratamiento secundario y desinfección
Parques, jardines públicos, patios y jardines de colegios, y otras áreas similares con exposición al público	Superficie o Spray	$< 2,2/100$ mL (a)	Tratamiento secundario, coagulación, clarificación, filtración y desinfección

- (a) Los Criterios para la Reutilización de Aguas Residuales de California están expresados como número medio de coliformes por cada 100 cm³, siendo los resultados bacteriológicos obtenidos durante los últimos 7 días.
- (b) La concentración de coliformes no debe exceder 23 por cm³ en más de una muestra durante un periodo de 30 días
- (c) La concentración de coliformes no debe exceder 240 por cm³ en más de una muestra durante un periodo de 30 días

Tabla 2.5. Criterios de Calidad y Tratamientos para el Agua Regenerada en Florida (Florida, Department of Environmental Protect, 1996).

Tipo de uso	Límites de calidad del agua	Tratamiento requerido
Riego de zonas con acceso del público restringido (1), usos industriales (2)	200 Coli fecales/100 mL 20 mg/L STS (7) 20 mg O ₂ /L DBO ₅	Secundario y desinfección
Riego de zonas con acceso al público (3), riego de cultivos comestibles (4), en cisternas de retretes (5), lucha contra-incendios, usos estéticos, control de polvos atmosféricos, lavanderías comerciales, lavado de vehículos, otros usos (6).	Ausencia de Coli fecales/100 mL (8) 5,0 mg/L STS 20 mg O ₂ /L DBO ₅	Secundario, filtración y desinfección
Balsas de infiltración rápida	200 Coli fecales/100 mL 20 mg/L STS 20 mg O ₂ /L DBO ₅ 12 mg N-NO ₃ /L	Secundario y desinfección
Balsas de infiltración rápida en condiciones hidrogeológicas desfavorables	Ausencia de Coli fecales/100 mL (8) 5,0 mg/L STS Estándares primarios y secundarios de calidad del agua potable	Secundario, filtración y desinfección
Inyección en aguas subterráneas	Ausencia de Coli fecales/100mL (8) 5,0 mg/L STS Estándares primarios y secundarios de calidad del agua potable	Secundario, filtración y desinfección
Inyección en los acuíferos de Florida o Biscayne con menos de 500 mg/L de STD	Ausencia de Coli fecales/100 mL (8) 5,0 mg/L STS 5 mg/L COT 0,2 mg/L TOX (9) Estándares primarios y secundarios de calidad del agua potable	Secundario, filtración, desinfección y adsorción en carbón activo
Descargas a aguas superficiales de la Clase I (utilizados para el suministro de agua potable)	Ausencia de Coli fecales/100 mL (8) 5 mg/L STS 20 mg O ₂ /L DBO ₅ 10 mg N-NO ₃ /L Estándares primarios y secundarios de calidad del agua potable	Secundario, filtración y desinfección

- (1) Bosques, forraje, áreas utilizadas para la plantación de árboles, cultivos de semillas, o áreas similares.
- (2) Prohibido el contacto del agua regenerada con los alimentos o las bebidas.
- (3) Jardines privados, campos de golf, cementerios, parques, áreas de recreo, medianas de carreteras, o áreas similares.
- (4) Se permite el contacto directo entre el agua regenerada y las plantaciones de tabaco y árboles frutales, así como con los cultivos comestibles que se pelan, cocina o se procesan térmicamente antes de su consumo.
También se permite el riego con agua regenerada de los cultivos comestibles cuando el método de riego evite el contacto directo entre el agua regenerada y el cultivo.
- (5) Sólo se permite cuando las personas no tienen un acceso al sistema de distribución. No se permite en residencias aisladas.
- (6) Lavado de colectores de saneamiento y tuberías de agua regenerada, mezclado de cemento, fabricación de hielo para las pistas de hielo, y limpieza de carreteras, aceras y otras zonas públicas.
- (7) Los STS en el agua regenerada para su utilización en riegos subsuperficiales no pueden superar los 10 mg/L.
- (8) Ausencia de coliformes fecales/100 mL en al menos el 75% de las muestras, ninguna muestra puede superar los 25 coliformes fecales/100 mL.
- (9) TOX = Compuestos orgánicos halogenados totales.

Tabla 2.6. Recomendaciones de la USEPA (1), sobre el tratamiento y los estándares de calidad mínimos establecidos para la reutilización, en los tipos de usos más frecuentes, de las aguas residuales urbanas en los Estados Unidos

Tipo de reutilización	Tratamiento	Calidad (2)	Distancia de seguridad (3)
Riego de parques, campos de golf y cementerios, lavado de coches, aire acondicionado.	Secundario (4) Filtración (5). Desinfección (6)	pH = 6-9 < 10 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 2 UNT (8) 0 Coli. fec./100 mL (9, 10) 1 mg Cl ₂ /L(11)	15 metros a fuentes o pozos de agua potable.
Riego de árboles y parques con acceso público prohibido o infrecuente.	Secundario (4) Desinfección (6)	pH 6-9 < 30 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 30 mg/L SS 0 Coli. Fec./100 mL (9, 13, 14) 1 mg Cl ₂ /L(11)	90 metros a fuentes de agua potable. 30 m. a zonas permitidas al público.
Riego de cultivos comestibles no procesados comercialmente.	Secundario (4) Filtración (5). Desinfección (6)	pH 6-9 < 10 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 2 UNT (8) 0 Coli. Fec./100 mL (9, 10) 1 mg Cl ₂ /L(11)	15 metros a fuentes o pozos de agua potable.
Riego de cultivos comestibles procesados comercialmente (15).	Secundario (4) Desinfección (6)	pH 6-9 < 30 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 30 mg/L SS 200 Coli. Fec./100 mL (9, 13, 14) 1 mg Cl ₂ /L(11)	90 metros a fuentes de agua potable. 30 m. a zonas permitidas al público.
Riegos de pastos animales productores de leche y cultivos industriales.	Secundario (4) Desinfección (6)	pH 6-9 < 30 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 30 mg/L SS 200 Coli. Fec./100 mL (9, 13, 14) 1 mg Cl ₂ /L(11)	90 metros a fuentes de agua potable. 30 m. a zonas permitidas al público.
Uso recreativo si el contacto con el agua residual depurada es accidental.	Secundario (4) Filtración (5). Desinfección (6)	pH 6-9 < 10 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 2 UNT (8) 0 Coli. Fec./100 mL (9, 10) 1 mg Cl ₂ /L(11)	150 metros a fuentes o pozos de agua potable.
Uso estético donde el contacto con el público no esté permitido.	Secundario (4) Desinfección (6)	< 30 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 30 mg/L SS 200 Coli. Fec./100 mL (9, 13, 14) 1 mg Cl ₂ /L(11)	150 metros a fuentes o pozos de agua potable.
Usos en construcción.	Secundario (4) Desinfección (6)	< 30 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 30 mg/L SS 200 Coli. fec./100 mL (9, 13, 14) 1 mg Cl ₂ /L(11)	
Uso industrial. Refrigeración en circuito semicerrado.	Secundario (4)	pH 6-9 < 30 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 30 mg/L SS 200 Coli. Fec./100 mL (9, 13, 14) 1 mg Cl ₂ /L(11)	90 metros a zonas accesibles al público.
Uso industrial. Refrigeración en circuito abierto.	Secundario (4) Desinfección (6)	Depende del radio de recirculación.	90 metros a zonas accesibles al público.
Uso medio ambiental. Zonas húmedas. Hábitats salvajes y aumento de caudales.	Variable. Secundario (4) Desinfección (6)	Variable pero no superior a: < 30 mg O ₂ /L DBO ₅ (7) < 30 mg/L SS 200 Coli. Fec./100 mL (9, 13, 14)	
Recarga de acuíferos de abastecimiento por inundación.	Específico del lugar. Secundario (4). Desinfección (6).	Específico del lugar. Debe cumplir los estándares de agua potable tras la percolación.	600 metros a los pozos de extracción, pero depende del lugar específico.
Recarga de acuíferos de abastecimiento por inyección.	Secundario (4) Filtración (5). Desinfección (6) Tratamientos Avanzados (16)	pH 6,5-8,5 < 2 UNT (8) 0 Coli. Fec./100 mL (9, 10) 1 mg Cl ₂ /L(11)	600 metros a los pozos de extracción, pero depende del lugar específico.
Uso indirecto como agua potable. Aumento de caudales de superficie.	Secundario (4). Filtración (5). Desinfección (6) Tratamientos Avanzados (16).	pH 6,5-8,5 < 2 UNT (8) 0 Coli. Fec./100 mL (9, 10) 1 mg Cl ₂ /L (11)	Específico del lugar.

- (1) Estas líneas básicas se basan en la reutilización de agua y en las prácticas en los Estados Unidos, y están especialmente diseñadas para los estados que no han regulado sus propias recomendaciones. Pueden ser útiles en muchos lugares fuera de los Estados Unidos, aunque las condiciones locales pueden limitar la aplicabilidad de estas recomendaciones en algunos países.
- (2) A pesar de ello, la calidad recomendada limita la aplicación del agua depurada en el punto de descarga.

- (3) Las distancias son recomendadas para proteger los recursos de agua potable de contaminación y proteger la salud humana de riesgos por la exposición al agua depurada.
- (4) El proceso de tratamiento secundario incluye procesos de fangos activos, lechos bacterianos, contactores biológicos rotativos, y muchos sistemas de estabilización. El tratamiento secundario debe producir efluentes en los que no exceda de 30 mg/L para DBO y SS.
- (5) La filtración significa el paso del agua residual a través de unos suelos o filtros tales como arena y antracita.
- (6) La desinfección significa la destrucción, inactivación o eliminación de los microorganismos patógenos de forma química, física o biológica. La desinfección puede ir acompañada de cloración, ozonización u otros desinfectantes químicos, radiación ultravioleta, procesos de membranas y otros procesos.
- (7) Determinación de la DBO₅.
- (8) El límite de turbidez recomendado puede ser más importante que la desinfección. La turbidez debe ser medida en un período de tiempo de 24 horas. La turbidez no debe sobrepasar los 5 UNT a cualquier hora. Si los SS son usados en lugar de la turbidez, no deben exceder de 5 mg/L.
- (9) A pesar de ello, los límites de coliformes recomendados son los valores medios de los resultados bacteriológicos de los análisis completados en los últimos siete días. Puede ser usado el filtro de membrana o la técnica de crecimiento en tubo.
- (10) El número de coliformes fecales no debe exceder de 14 por cada 100 mL. en cualquier muestra.
- (11) Cloro total residual después de un tiempo de contacto de 30 minutos.
- (12) Es prudente caracterizar toda la calidad microbiológica en el agua residual depurada antes de implantar un programa de reutilización.
- (13) El número de coliformes fecales no debe exceder de 800 por cada 100 mL. en cualquier muestra.
- (14) Algunos sistemas de estabilización pueden ser usados para conseguir este límite de coliformes sin desinfección.
- (15) Los cultivos que se consumen procesados comercialmente son aquellos que antes de venderse al público, han sufrido procesos químicos o físicos para destruir los patógenos.
- (16) Los procesos de tratamiento avanzados incluyen clarificación química, adsorción en carbón activo, ósmosis inversa y otros procesos de membranas, ultrafiltración e intercambio iónico.

2.1.3.1. NORMATIVA ESPAÑOLA

La **Directiva 91/271/CEE** de 21 de mayo de 1991, tiene por objetivo la recogida, el tratamiento y el vertido de las aguas residuales urbanas y el tratamiento y vertido de las aguas procedentes de determinados sectores industriales. La fiabilidad de esta Directiva es la de proteger al medio ambiente de los efectos negativos de los vertidos de las mencionadas aguas residuales. Con el objetivo de cumplir la mencionada normativa apareció el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales, por Resolución de 28/2795, (*BOE N° 113 de 12-5-95*).

En España la reglamentación sobre reutilización de aguas residuales depuradas es casi inexistente. A la espera de la normativa que debe dictar el Gobierno para establecer las condiciones básicas de la reutilización, sólo existen a escala autonómica algunas regulaciones de diferente rango, en las que se establecen diversos límites de carácter sanitario para la aplicación de las aguas residuales depuradas, prioritariamente, en el riego agrícola. Ejemplo de éstas son las establecidas en la comunidades Autónomas de Andalucía, Baleares, Canarias y Cataluña (*Cajigas, 2002*).

La ausencia de normativa que establezca las condiciones de la reutilización en España, conlleva a la utilización de algunas referencias legales de distinta naturaleza, que pueden llegar a tener connotaciones, casi siempre directas, sobre la reutilización de las aguas residuales. Entre estas, destacan el Real Decreto- Ley 11/1995 (*B.O.E., 1995*), del 28 de diciembre, por el que se establecen las normativas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, y el Real Decreto 509/1996 (*B.O.E., 1996*), del 15 de marzo, de desarrollo del anterior, ambos basados en la Directiva 91/271/CE (*D.O.C.E., 1991a*).

La referencia principal es la nueva Ley de Agua 1/2001 (*B.O.E., 2001*), que tiene por objetivo recoger una serie de modificaciones que se han ido produciendo en la Ley 29/1985 (*B.O.E., 1985*), antigua Ley de Aguas.

En la *Tabla 2.7* se presenta el primer borrador del Real Decreto de la propuesta de criterios fisicoquímicos y biológicos mínimos obligatorios de calidad a conseguir en el agua residual depurada a reutilizar.

a) Usos domiciliarios (Usos 1 de la *Tabla 2.7*).

Se establecen como valores admisibles las concentraciones máximas indicadas en el **Real Decreto 1138/1990**, de 14 de septiembre, en su Anexo C denominado “Caracteres relativos a sustancias no deseables” (*B.O.E., 1990*).

b) Acuicultura (para biomasa consumible) y recarga de acuíferos (Usos 12, 13 y 14 de la *Tabla 2.7*).

Se establecen como valores admisibles los indicados en el **Real Decreto 927/1988**, de 29 de julio, en su Anexo nº 1 denominado “Calidad exigida a las aguas superficiales que sean destinadas a la producción de agua potable”, siendo la concentración máxima admisible la indicada en la columna Tipo A1 (*B.O.E., 1988*).

c) Usos de riego agrícola (Usos 3, 4, 5, 6 y 7 de la *Tabla 2.7*).

Si en la depuradora cuya agua va a ser objeto de reutilización, se detectan concentraciones de metales pesados en lodos superiores a los fijados por el **Real Decreto 1310/1990** (*B.O.E., 1990b*), se analizarán dichos metales en el agua regenerada. En este caso, la concentración máxima admisible será la fijada en la *Tabla 2.8*.

Tabla 2.7. Propuesta de criterios fisicoquímicos y biológicos mínimos obligatorios de calidad a conseguir en el agua residual depurada a reutilizar (Cajigas, 2002)

Uso del agua residual regenerada	Criterios de Calidad				
	Biológica		Físico-química		Otros criterios
	Huevos de Nematodos Intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	
1 Usos domiciliarios: Riego de jardines privados, descarga de aparatos sanitarios, sistemas de calefacción y refrigeración de aire domésticos y lavado de vehículos.	< 1 huevo/10 L	< 1 ufc/100 mL	< 10 mg/L	< 2 UNT	
2 Usos y servicios urbanos: Riego de zonas verdes de acceso público (campos deportivos, campos de golf, parques públicos, etc.); baldeo de calles; sistemas contra incendios; fuentes y láminas ornamentales.	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 UNT	
3 Cultivos de invernadero.	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100mL	< 20 mg/L	< 5 UNT	<i>Legionella pneumophila</i> < 1 ufc/100mL
4 Riego de cultivos para consumo en crudo. Frutales regados por aspersión.	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 UNT	
5 Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	<i>Taenia saginata</i> y <i>Taenia stium</i> < 1 huevo/L
6 Riego de cultivos destinados a industrias conserveras y productos que no se consuman crudos. Riego de frutales excepto por aspersión.	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	
7 Riego de cultivos industriales, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.	< 1 huevo/L	< 10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	
8 Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público. Silvicultura.	< 1 huevo/L	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite	
9 Refrigeración industrial, excepto industria alimentaria.	No se fija límite	< 10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	<i>Legionella pneumophila</i> < 1 ufc/100mL
10 Estanques, masas de agua y caudales circulantes, de uso recreativo en los que está permitido el contacto del público con el agua (excepto baño).	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	
11 Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el contacto del público con el agua.	No se fija límite	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite	
12 Acuicultura (biomasa vegetal o animal).	No se fija límite	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite	
13 Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno.	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Nitrógeno Total < 50 mg/L
14 Recarga de acuíferos por inyección directa	< 1 huevo/10 L	0 ufc/100 mL	< 10 mg/L	< 2 UNT	Nitrógeno Total < 15 mg/L

Leyenda de la Tabla 2.7.

- Por ufc se entiende, unidad formadora de colonias.
- Dentro de la categoría de los Nematodos intestinales, se considerarán los géneros siguientes: Ancylostoma, Trichuris, Ascaris, Strongyloides, Trichostrongylus, Toxocara, Enterobius y Cepillaria.
- Se permite la reutilización del agua residual para a efectos de control de sustancias potencialmente tóxicas usos domiciliarios, con excepción del consumo humano que queda taxativamente prohibido en el RD 849/1986, de 11 de abril, excepto en situaciones catastróficas o de emergencia. Dado el riesgo que comporta este uso, las autoridades deberán prestar una atención especial a la autorización de este tipo de concesión, además de asegurar un control estricto de las condiciones de reutilización exigidas.
- Queda prohibida la reutilización del agua residual depurada en los circuitos de refrigeración industrial de la industria alimentaria y similares.
- Para los usos nº 10 y 11, además de obligar al cumplimiento de los parámetros indicados en la tabla anterior, para que el agua residual regenerada sea susceptible de reutilización debiere presentar ausencia total de olores.
- Queda taxativamente prohibido el uso del agua residual depurada para el cultivo de moluscos filtradores en acuicultura.
- La operación de recarga de acuíferos por infiltración a través del terreno se hará obligatoriamente mediante la utilización de un lecho uniforme de suelo o arena de 1,5 metros de espesor mínimo.
- Los criterios de calidad indicados para cada uno de los usos establecidos deben ser considerados como mínimos exigibles para la reutilización, pudiendo las autoridades competentes hacerlos más estrictos en las concesiones de agua si lo consideran convenientes.
- Los usos establecidos no serán los únicos posibles ni permitidos para el agua residual regenerada. Cualquier nuevo uso no contemplado en la normativa básica deberá ser objeto de una regulación particular por la autoridad concedente del mismo.

Tabla 2.8. Concentración máxima admisible de los metales en el agua para su uso en el riego agrícola.

Elemento constituyente	Concentración máxima admisible (mg/L)
Aluminio	20,0
Arsénico	2,0
Berilio	0,5
Boro	2,0
Cadmio	0,05
Cobalto	5,0
Cobre	5,0
Cromo	1,0
Flúor	15,01
Hierro	20,0
Plomo	10,0
Litio	2,5
Manganeso	10,0
Molibdeno	0,05
Níquel	2,0
Selenio	0,02
Tungsteno, Titanio, Estaño	Tolerancia desconocida
Vanadio	1,0
Zinc	10,0

Esta propuesta del Ministerio del Medio Ambiente ha sido revisada en varias ocasiones desde su creación en 1996. En todas ellas, el CEDEX como colaborador técnico del Ministerio en la redacción de la misma, ha estado presente.

Además de este borrador, existen algunas normativas de ámbito autonómico, como ya se ha descrito en la primera parte del presente apartado, y normativas dentro de Confederaciones como en la del Tajo, donde se aprecia que la mayoría de ellas se basan en los límites establecidos en la revisión del borrador de Real Decreto de criterios mínimos para la reutilización de efluentes depurados propuesto por el MMA en el año 1999. Parece que aunque este borrador de R.D., no consiguió establecerse dentro del marco legislativo nacional, si ha conseguido ser la base y referencia de las directrices y normativas en otros niveles de la Administración española.

Esta falta de coordinación y normativa estatal ha motivado una dispersión de criterios que desmotiva el uso de las aguas depuradas. Por otra parte, al no contar con una normativa, las condiciones de los efluentes regenerados no están optimizadas según los usos.

En junio de 2005, junto al grupo de trabajo de reutilización de la Comisión V de la AEAS, (Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento) se han vuelto a poner sobre la mesa algunas modificaciones de la propuesta con la firme intención de que ésta sea en breve, la esperada normativa estatal.

En la Memoria que acompaña al primer Borrador del R.D. se decía: “las exigencias de calidad que se incluyen en el Anexo I del proyecto de Real Decreto, están dirigidas especialmente a la protección de la salud pública y se basan, principalmente, en el control de los organismos patógenos a través de la limitación del número de coliformes fecales por cada 100 mL de agua” (*Fariñas, 2001*).

A efecto de control de las sustancias potencialmente tóxicas en el agua residual regenerada, el Ministerio de Medio Ambiente establece unos criterios mínimos de calidad en función de los usos a los que se vaya a destinar.

Las modificaciones del borrador de R. D. se presentaron y debatieron en unas jornadas organizadas por el Ministerio del Medio Ambiente, sobre la actualización de los criterios de reutilización de agua residual tratada, en Madrid del 20 al 23 de Junio de 2005. Dentro de esta última revisión, se planteó lo siguiente:

- Cambio de “entradas por usos” a “entradas por objetivos de calidad”.
- Inclusión de tipo de frecuencias de control según la calidad.

- Permanencia de nematodos o no en vista al resultado del estudio que se está realizando de nematodos en la actualidad.
- Control de virus con relación a una turbiedad y a través de bacteriófagos o los bacteriófagos no como límites sino como una herramienta complementaria de seguimiento del proceso.
- Permanencia del límite de *Legionella sp.* por encontrarse en el R.D. 865/2003.
- Inclusión del control del fósforo total.
- Nuevos planteamientos sobre las sustancias potencialmente peligrosas en suelo.
- Frecuencias de análisis según calidad propuesta y exigencia más rigurosa en *E. coli*, donde se volvió a plantear la posibilidad de contabilizar este parámetro a través de sus envoltantes como los *Coliformes fecales* o los *Coliformes totales*.

Esta propuesta de R.D. desde sus inicios, se ha basado más en los criterios establecidos por la OMS que los ofrecidos por la EPA y, en esta última revisión, se han incluido nuevos conceptos propuestos en los borradores de OMS y OMS/MEDPOL 2005 que por el momento no están publicados. Estos nuevos conceptos deberían apoyarse en dos documentos más, un Manual de Buenas Prácticas (MBP), y unos criterios para la evaluación del riesgo de esta práctica.

En estos dos documentos se lleva trabajando en el marco de la Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (AEAS) desde hace varios años, y en estos momentos, se ha firmado un convenio con distintas entidades para la elaboración de un MBP y un estudio de cuantificación e identificación de huevos de nematodos intestinales a nivel nacional. El objetivo de estos trabajos, junto a otras investigaciones como la evaluación de tecnologías de regeneración, es examinar, en último término, las implicaciones sanitarias de la reutilización de los efluentes regenerados.

Como conclusiones de todos estos trabajos, muy recientemente; 11 Junio de 2007, ha salido un borrador del proyecto de Real Decreto por el que se Establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas, que parece que va a ser el definitivo y que se transcribe textualmente el Anexo I (MMA, 2007).

El mencionado proyecto del Real Decretos consta de cuatro Capítulos y dos Anexos. El primero Capítulo sobre **Disposiciones Generales** consta de tres artículos (Artículo 1: *Objeto*; Artículo 2: *Definiciones* y Artículo 3: *Régimen Jurídico de la Reutilización*).

El Capítulo II: **Condiciones básicas para la reutilización de las aguas depurada**, consta de dos Artículos, el Artículo 4: *Usos admitidos para las aguas regeneradas* y el Artículo 5: *Criterios de calidad*.

El Capítulo III que trata sobre Contratos de cesión de derechos sobre aguas regeneradas con un único artículo (Artículo 6) sobre *Características de los contratos de cesión de derechos sobre aguas regeneradas*.

El último Capítulo (Capítulo IV) sobre **Procedimientos para la reutilización de aguas depuradas** consta de cinco Artículos. El Artículo 7 sobre *La reutilización de aguas a través de iniciativas o planes de las Administraciones Públicas*. Los Artículos 8 y 9 tratan sobre el *Procedimiento para obtener la concesión de reutilización* y el *Procedimiento para obtener la autorización de la reutilización*, respectivamente. En el Artículo 10 se establece el *Procedimiento para quien no es concesionario de la primera utilización ni titular de la autorización de vertido*. Por último el Artículo 11 se establecen las *Disposiciones comunes a la concesión y autorización de reutilización de aguas*.

2.1.3.2. RECOMENDACIONES ANDALUZAS

La estructura administrativa de España en Comunidades Autónomas, con competencias sanitarias transferidas en muchos casos, puede introducir situaciones diferentes en las que se establecen normativas o directrices sanitarias específicas, como es el caso de Andalucía.

En ausencia de estándares en la legislación española, un grupo de expertos con la ayuda de la Consejería de Salud de la Junta de Andalucía, ha fijado las recomendaciones de aplicaciones de la reutilización de las aguas residuales regeneradas (*Consejería de Salud, 1994*). Dichas recomendaciones han sido publicadas con el título “*Criterios para la evaluación sanitaria de proyectos de reutilización directa de aguas residuales urbanas depuradas*”. Los usos, estándares de calidad y tratamientos indicados para las aguas residuales según los criterios adoptados en Andalucía se reflejan en la *Tabla 2.10*.

Tabla 2.10. Tipos de reutilización, estándares de calidad y tratamientos indicados recomendados para Andalucía (Consejería de Salud, 1994).

Tipos de reutilización		Estándares de calidad (Consideraciones)	Tratamiento indicado
Riego agrícola y forestal (a)	Verduras que se pueden consumir crudas (a1)	Nematodos/L < 1 Coli fec./100 mL < 1000 (1,2,3,4)	Lagunaje o tratamiento equivalente
	Cultivos industriales, cereales, piensos, bosques y verduras cocinadas o en conservas (a2)	Nematodos/L < 1 (2,3,5,6,7,8,9,10)	Lagunaje o tratamiento equivalente
Urbano (b)	Riego de campos de deporte y parques con acceso público (b1)	Nematodos/L < 1 Coli fec./100 mL < 200 (1,3,11)	Lagunaje o tratamiento equivalente
	Riego de áreas verdes donde el acceso público está prohibido.	(3,5,12)	Primario.
Industrial (c)	Refrigeración (c1)	Coli fec./100 mL < 1000 (Circuitos semicerrados) Coli fec./100 mL < 10000 (Circuitos abiertos) (13)	Secundario
Acuicultura (d)	Producción de biomasa destinada a consumo humano (d1)	Coli fec./100 mL < 1000 (14,15,16,17,19)	Lagunaje
	Producción de biomasa no destinada a consumo humano (d2)	(5,15,17,18,19)	Pretratamiento
Turístico-Recreativo	Como b1 (e1)	Como b1	Como b1
	Como b2 (e2)	Como b2	Como b2
	Lagos recreativos (e3)	Nematodos/L < 1 (14,17,20)	Lagunaje
	Acceso prohibido (e4)	(5,17,19,20)	Pretratamiento

Leyenda:

- 1) Este es un uso de alto riesgo sanitario, y por ello el control debe ser aún más estricto conforme a los estándares de calidad para que la aplicación en cuestión esté asegurada (usos a1, b1 = e1, e3).
- 2) La heterogeneidad de los tipos de cultivos incluidos en esta categoría, y de este modo los diferentes riesgos sanitarios involucrados en su consumo, implican la posibilidad de una aplicación distinta de las consideraciones y/o estándares de calidad recomendados (usos a1, a2).
- 3) En el caso de riego por aspersión, se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones adicionales: los sprays producidos no deben, de forma continuada, caer sobre los trabajadores, carreteras asfaltadas, o áreas habitadas; cuando se sospeche que tales sprays puedan caer sobre estas áreas, entonces deben ser de alcance limitado o dirigidos hacia la tierra, junto con la colocación de obstáculos o pantallas (Ej.: setos).
- 4) En el caso de que estas medidas no se adopten o se consideren insuficientes, se deben mantener unas distancias mínimas de seguridad desde las carreteras asfaltadas de 50 metros y de 150 metros de las áreas habitadas; si tales carreteras y áreas habitadas se encuentran en un radio de 500 metros, se debe suspender el riego en caso de fuertes vientos. Para el riego agrícola en proximidad a áreas habitadas, particularmente, en el caso de riego de campos de deportes y parques, es preferible que se realice de noche. En estos casos especialmente, se recomienda el empleo de aspersores de corto alcance, dirigidos hacia tierra. No se recomienda el empleo de aspersores en invernaderos o bajo plástico (usos a1, a2, b1 = e1, b2 = e2).
- 5) La aplicación de sistemas de riego que no mojan la parte comestible de ciertos cultivos, tales como el riego gota a gota puede permitir, en esos casos, el empleo de aguas de menor calidad que las normalmente recomendadas; bajo esas circunstancias, el riego debe ser suspendido al menos dos semanas antes de la cosecha de los cultivos (a1).
- 6) En los casos de ausencia y/o baja calidad microbiológica de los estándares establecidos, las medidas para asegurar la higiene y seguridad de los trabajadores deben ser rigurosamente reforzadas, mientras que la acción necesaria debe ser tomada para evitar el contacto de este agua con el público (a2, b2 = e2, d2, e4).
- 7) Con este tipo de estándar, las verduras no deben ser regadas por aspersión o inundación. El riego de frutales con agua residual debe ser suspendido al menos dos semanas antes de la recolección, y no se debe recoger la fruta caída al suelo. En cualquier caso, las medidas de higiene deben ser intensificadas durante la recogida y manipulación de estos productos, para no contaminar otros productos alimenticios (a2).
- 8) Los productos destinados a consumo humano no deben ser lavados con agua residual regenerada empleada para riego (a2).
- 9) En el caso de cultivos a los que se les pueda aplicar dos estándares diferentes, dependiendo de si son consumidos crudos o procesados, el estándar más estricto será el que se aplique cuando no se especifique, o cuando no se den suficientes garantías del proceso comercial llevado a cabo (a2).

- 10) En el caso de cereales, forraje o pienso para consumo seco, plantaciones forestales y cultivos industriales, se puede emplear un agua de menor calidad (tratamiento mínimo: decantación primaria) a condición de que se adopten las medidas disponibles para proteger a los trabajadores y evitar el contacto con las poblaciones cercanas (a2).
- 11) Para el riego de pastos destinados a la producción de leche o de carne, el riego se debe suspender al menos dos semanas antes de que el ganado entre en el terreno.
- 12) Bajo condiciones de sequía, y para preservar las zonas verdes recreativas, debe haber un informe positivo, y por lo tanto una autorización, de la Autoridad Regional del Agua para el riego con agua de inferior calidad para los siguientes casos: a) riego localizado (por goteo, zanj, etc.) de setos y árboles en parques públicos; b) el riego de campos de deportes donde el acceso del público está restringido; en ambos casos, se deben tomar las medidas necesarias para proteger al público (b1).
- 13) Deben existir barreras físicas para evitar el acceso del público a las zonas regadas (b2 = e2).
- 14) Este tipo de uso está prohibido para el procesamiento de alimentos e industrias relacionadas (c1).
- 15) Se deben tomar muestras de aguas que permitan realizar el seguimiento y control analítico de los estándares establecidos en el lugar de explotación o de uso. De hecho, se estima que en la entrada de los colectores se puede presentar una concentración de coliformes fecales más alta (d1, e3).
- 16) No existen referencias de enfermedades para esta práctica; sin embargo, el consumo de moluscos y, recientemente, de pescados extraídos de aguas de mar contaminadas se ha relacionado con el cólera (d1, d2).
- 17) Las directrices 91/492 y 91/493 (DOCE, 1991 a, b) regulan las normas aplicables a la producción y venta de moluscos bivalvos y peces, respectivamente para consumo humano (d1).
- 18) El agua regenerada no debe emitir olores desagradables, no debe ser un foco de proliferación de insectos y además las condiciones aeróbicas deben ser favorables (d1, d2, e3, e4).
- 19) Se debe asegurar que la comercialización de estos productos, aún cuando estén procesados, no esté dirigido hacia el consumo humano. Los productos cosechados no deben ser usados como alimentos crudos para la producción de leche o carne (d2).
- 20) Deben existir barreras físicas para prevenir que la población entre en contacto con el agua (d1, d2, e4).
- 21) Las acciones que puedan producir spray, tales como chorros de agua, géiseres, cataratas, etc., deben ser evitadas. Si tales acciones están consideradas dentro de un proyecto, las regulaciones pertinentes son las aplicables al riego por aspersión (e3, e4).

En la *Tabla 2.11* se expresan los tipos de estándares de calidad establecidos, juntos a las aplicaciones de reutilización para los que se proponen.

Tabla 2.11. Tipos de estándares de calidad recomendados para diferentes aplicaciones de reutilización consideradas para Andalucía.

Tipos de estándares	Aplicaciones de reutilización	Coliformes fecales /100 mL	Nematodos/L
1	b1 = e1	<200	<1
2	a1	<1000	<1
3	c1, d1 (1)	<1000	-
4	e3	<2000	<1
5	C1 (2)	<10000	-
6	A2 (3)	-	<1
7	b2 = e2, d2, e4	-	-

- Ver identificación de las aplicaciones de reutilización en la *Tabla 2.10*.
- Para CF, el 90% de las muestras no excederán el valor límite; para nematodos intestinales (nº de huevos viables), el 95% de las muestras no excederán el valor límite.
- Este estándar se aplica al uso c1 sólo para refrigeración industrial en circuitos semicerrados.
- Idem para circuitos abiertos.
- Algunos tipos de cultivos de la categoría a2 pueden regarse con aguas de peor calidad (en atención a la consideración particular nº 9).

2.1.4. ASPECTOS SANITARIOS DE LA REUTILIZACIÓN

El agua que da la vida, también es capaz de traer la muerte. Existe la posibilidad de enfermar al entrar en contacto con aguas residuales deficientemente tratadas, por lo que el ámbito normativo de los criterios sanitarios es, posiblemente, el que en la actualidad plantea más polémica a nivel mundial.

La implantación de un proyecto de regeneración de agua debe cumplir dos requisitos de suma importancia: 1) definir los niveles de calidad adecuados para cada uno de los posibles usos que se pretende dar al agua una vez regenerada y 2) establecer los procesos de tratamiento y los límites de calidad del efluente recomendados para cada uno de los usos previstos.

En cualquiera de los casos, el problema sanitario básico que la regeneración de las aguas residuales suscita, guarda proporción con el grado de contacto de esta agua con las personas, con el tipo de agua en cuestión, con la calidad del efluente y con la fiabilidad de los procesos de tratamiento.

Desde el punto de vista sanitario, los contaminantes presentes en las aguas residuales pueden clasificarse, atendiendo a su naturaleza, en dos tipos:

➤ **Contaminantes biológicos**

Son los principales contaminantes del agua residual urbana y han sido causas de las grandes epidemias que se han producido a lo largo de la historia de la humanidad. Los microorganismos que se encuentran en las aguas residuales pueden proceder de desechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una determinada enfermedad. Las principales clases de organismos patógenos presentes en las aguas residuales son las bacterias, los virus, los protozoos y los helmintos. Estos microorganismos pueden dar lugar a una gran cantidad de enfermedades, los cuales cada año son responsables de gran número de muertes en países con escasos recursos sanitarios, especialmente en zonas tropicales.

➤ **Contaminantes químicos**

Las aguas residuales pueden contener también elementos y sustancias que bajo una determinada concentración, y a medio o largo plazo, pueden llegar a producir efectos nocivos en la salud. Los efectos perjudiciales que ocasionan las sustancias potencialmente tóxicas en la

salud humana vienen condicionados por una serie de factores (*Fergusson, 1990*), entre los que se encuentran:

1. Potencialidad tóxica del elemento o compuesto químico.
2. Sensibilidad del organismo a la intoxicación, siendo ésta más elevada en niños y mujeres de avanzada edad.
3. Vía de entrada del elemento en el organismo: mediante inhalación, ingesta de alimentos vegetales y animales, o por absorción a través de la piel.
4. Capacidad de absorción y solubilidad en la sangre.
5. Grado de acumulación del elemento o compuesto en el organismo y grado de eliminación.
6. Funciones bioquímicas y fisiológicas afectadas, tipo de órgano alterado y enfermedad desarrollada.

La contaminación química se subdivide a su vez, en contaminación orgánica e inorgánica.

- ♦ Contaminantes orgánicos: dentro de los compuestos orgánicos, desde un punto de vista de su efecto contaminante, cabe distinguir entre compuestos biodegradables (ácidos húmicos, proteínas, hidratos de carbono, grasas y aceites, etc.) y refractarios (lignina, fenoles, PCB's, etc.), que pueden llegar a ser eliminados con los tratamientos convencionales, especialmente los tratamientos biológicos.
- ♦ Contaminantes inorgánicos: estos compuestos (cloruros, compuestos del nitrógeno, compuestos del fósforo, compuestos del azufre y metales pesados) están cada vez más presentes en el medio ambiente y en especial, los metales pesados.

Otros factores como el económico y el desarrollo científico también juegan un papel importante ya que condicionan la situación de los distintos países que apuestan por la reutilización.

Teniendo en cuenta ésta última podemos hacer la siguiente distribución entre países:

- Un primer grupo de países más desarrollados y ricos, que ha alcanzado un nivel económico y científico que permite mejorar los métodos de control de la

reutilización. La tendencia actual en estos países es investigar la presencia de compuestos trazas para eliminarlos y mejorar la calidad de los efluentes regenerados.

- El segundo grupo está representado por los países en los que la falta de medios económicos lleva a que los métodos de depuración empleados en los países desarrollados (de alto consumo de energía, infraestructura desarrollada y personal técnico muy cualificado) no estén a su alcance, y en los que las deficiencias económicas no permiten llevar a cabo un control exhaustivo de la calidad microbiológica de las aguas regeneradas. Esta situación se traduce en quejas frecuentes cuando se tienen que hacer cumplir unos criterios microbiológicos que sobrepasan las posibilidades reales del país.

2.1.5. SITUACIÓN ACTUAL DE LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES EN ALGUNOS PAÍSES.

Seguidamente se presenta la situación en tema de reutilización en distintos países del mundo según su situación geográfica.

2.1.5.1. CUENCA MEDITERRÁNEA

En países del Mediterráneo hay muchas regiones sureñas y costeras donde existe una fuerte presión sobre los recursos hídricos, debido a las bajas y precipitaciones y a la estacionalidad de ésta. En algunos casos éste problema se ve agravado por la fuerte demanda de agua creada por el turismo y agricultura durante los meses de verano. Los principales motivos son la alta densidad de población y bajas-medias precipitaciones.

Argelia

Las leyes argelinas prohíben totalmente la reutilización de las aguas residuales para el riego de cultivos vegetales crudos, pero está permitido para la producción de cultivos de pienso, pasto y árboles. Las leyes argelinas obligan también a las ciudades de más de 10⁵ habitantes a tratar sus

efluentes a través de una estación de tratamiento de aguas residuales, y en áreas menos habitadas a través de estabilización de aguas residuales en estanques. Consecuentemente, en los últimos años, las autoridades argelinas han iniciado un ambicioso programa que permite principalmente:

- a) La rehabilitación de 28 estaciones de tratamiento de aguas residuales
- b) La construcción de nuevas estaciones de tratamiento de aguas residuales para las ciudades de más de 10^5 habitantes
- c) Para áreas de baja población, la construcción de estanques de estabilización de aguas residuales y cuencas de sedimentación (*MEDAWARE, 2004*).

Chipre

El número de las plantas de tratamiento de aguas residuales en funcionamiento actualmente es alrededor de 30 con una capacidad total de cerca de $20 \text{ hm}^3/\text{año}$.

Las redes centralizadas de las aguas residuales actualmente sirven el 12% de la población rural. Existe también una gran cantidad de pequeñas EDARs en los hoteles. Además hay un programa para construir tales unidades en 28 centros rurales (teniendo una población de más de 2000 hab.) y en aldeas sensibles de la montaña en el año 2012. También hay provisiones para incluir el tratamiento terciario en todas las EDARs (*MEDAWARE, 2004*).

El agua residual urbana regenerada se utiliza actualmente para el riego de los recreativos, jardines de hoteles, paisajes, y para el riego agrícola, principalmente las cosechas permanentes y forrajes ($3.5 \text{ hm}^3/\text{año}$).

Chipre está haciendo frente a dos obstáculos importantes en su continuo desarrollo: 1) una escasez cada vez mayor de los recursos hídricos en las regiones semiáridas del país, 2) la degradación de sus playas. El gobierno ha anunciado un programa de reutilización del agua que trataría ambos problemas. Además, se espera que el agua regenerada proporcione un recurso alternativo confiable para el riego, que supone cerca de 80% de la demanda total del agua. El gobierno ha lanzado recientemente un programa para la puesta en marcha del nuevo alcantarillado del tratamiento de las aguas residuales y de la reutilización de las aguas residuales tratadas en dos áreas turísticas importantes; Limassol en la costa y el Larnaca meridionales y

Ayia Napa-Paralimni en la costa del sudeste. Se espera que con la terminación de éstos y de otras plantas de tratamiento en las ciudades y las aldeas, por el año 2012 el volumen de aguas residuales tratadas alcance 25-30 hm³ por año las cuales serán recogidas y utilizadas para el riego después de un tratamiento terciario (*Bazza, 2003; USEPA, 2004*).

Las plantas de tratamiento en aldeas se consideran como instrumento básico para la política agrícola, social y ambiental del país. El gobierno cubre el 75-100 % del coste de la construcción y de operación de las plantas de tratamiento terciario, así como el coste de distribución de las aguas residuales regeneradas a los granjeros (*Bazza, 2003*).

Croacia

Croacia es uno de los países con abundantes recursos hídricos (5877 m³/año por cápita), pero, la gestión del agua y especialmente el tratamiento de aguas residuales es con frecuencia poco efectiva. El agua es, y podría ser, un problema incluso más grave durante los veranos secos y las estaciones turísticas en el “karst más árido” del área adriática de Croacia, que también suele ser la parte de Croacia más orientada hacia el turismo. La mayor sequía se da en las islas cuyo abastecimiento de agua llega desde el área principal a través de tuberías o con los barcos de transporte de agua (excepto por las islas de Cres y Losinj). Es por ello que es importante introducir la reutilización de agua en esta parte del país, y más sabiendo que hoy en día las aguas residuales no están siendo depuradas hasta los niveles estándar. Por tanto, el criterio para la reutilización del agua podría ser implantado en un futuro con mayores grados de purificación (*MEDAWARE, 2004*).

Egipto

La estrategia egipcia sobre el agua comprende el tratamiento y reutilización de agua residual tratada. El tratamiento de las aguas residuales domésticas es tanto primario como secundario. Actualmente, se estima la producción de aguas residuales en 4.930 hm³/año, con 22 plantas funcionando y unas 150 plantas en construcción. La capacidad total de las plantas operativas asciende a unos 1.752 m³/año (*FAO, 2000*).

La reutilización de las aguas residuales tratadas en Egipto es una vieja práctica. El tratamiento del agua residual es, deliberadamente, una de los mayores y más sonadas prácticas para disponer de un efluente. Desde 1900, las aguas residuales han sido utilizadas para el cultivo de huertas en sustratos arenosos en el pueblo de El-Gabal El-Asfar, cerca de El Cairo. El área regada se incrementó gradualmente hasta 4.500 ha. Según la ley, la reutilización de las aguas residuales tratadas no está permitida para alimentos y cosecha de fibras. El Ministerio de Agricultura es partidario de la reutilización de las aguas tratadas para el cultivo de cosechas no comestibles, como árboles para la producción de madera y cinturones verdes en el desierto para la fijación de dunas. Desde 1994 el gobierno egipcio ha impulsado un programa de replantación de árboles en las áreas urbanas regadas con aguas regeneradas (FAO, 2002).

A pesar del interés puesto por Egipto en la reutilización aún requiere fuertes inversiones en instalaciones para la depuración y reutilización de aguas.

Francia

Francia disfruta de un balance hídrico favorable y casi siempre con superávits de precipitaciones, por lo que hasta hace relativamente poco no ha necesitado de la reutilización de las aguas residuales. Sin embargo, la práctica de regar con aguas residuales en ciertas zonas ha sido habitual. Hasta 1940, la única forma de tratar y verter las aguas residuales de París era mediante el empleo de éstas para riego de plantas ornamentales; esta práctica aún continúa en la región de Acheres.

En la actualidad, el interés que prestan los franceses a la reutilización de aguas residuales urbanas se debe a dos factores:

- Al desarrollo de cultivos intensivos, basado en el empleo de grandes cantidades de agua y fertilizantes.
- A las sequías periódicas en los últimos 20 años, especialmente en los 6 últimos, que han afectado principalmente a las zonas consideradas como más húmedas, en el oeste y noroeste de Francia, lo que llevó a las autoridades a efectuar cortes de agua en el suministro, lo cual resultaba inédito. Las zonas localizadas cerca de las regiones mediterráneas, las menos húmedas, no experimentaron cortes de agua ya que en los

años 60 se habían realizado canalizaciones y trasvases de agua desde los ríos Durance y Rihn.

En la actualidad, Francia trata cerca de 4000 hm³ de aguas residuales por año. Hay más de 10 proyectos donde las aguas residuales industriales se tratan para la reutilización (*Angelakis et al., 2005*). La desinfección se lleva a cabo o por la cloración o mediante tratamiento con luz ultravioleta, con una tendencia actual hacia UV. Varios proyectos de investigación se dirigen a las tecnologías del tratamiento, calidad del agua, y a la gestión integral del agua. Estos estudios incluyen la investigación sobre los productos farmacéuticos y los productos de cuidado personales en el agua destinada al consumo, tecnologías rentables para la reutilización agrícola, la gestión sostenible del agua, y la desalación del agua subterránea (*Crook, et al., 2005*).

Uno de los primeros ejemplos de la gestión integral de agua en tema de reutilización en Francia está en la isla de Noirmoutier. La carencia de los recursos de agua, el aumento de diez veces en la población turística durante el verano y las actividades agrícolas intensivas requirieron la reutilización de las aguas regeneradas. El tratamiento de aguas residuales en la isla se realiza en dos EDARs con una capacidad total de 6.100 m³/d. Las plantas tienen sistemas de fangos activos seguidos de lagunas de maduración para su almacenamiento y desinfección. El 30% de las aguas residuales tratadas se utilizan para el riego de 500 ha y se está planteando reutilizar 100% de las aguas residuales (*USEPA, 2004*).

Grecia

En Grecia, a pesar de la existencia de precipitaciones adecuadas, a menudo se experimentan desequilibrios en la distribución del agua, debido a variaciones temporales y regionales de la precipitación, el incremento de la demanda de agua durante los meses de verano y la dificultad del transporte de agua por el terreno montañoso. Además, en muchas zonas del sureste, existe una fuerte presión en la demanda de agua, la cual aumenta bastante por el turismo y el regadío.

Cerca de 65% de la población está conectada a 350 estaciones de tratamiento de aguas residuales con una capacidad total sobre de 1.45 hm³/ día (~ 530 hm³/año) (*Kamizoulis, 2003*).

Grecia no tiene pautas o criterios para la recuperación y la reutilización de las aguas residuales. Actualmente se están desarrollando criterios para la reutilización de las aguas residuales

regeneradas. En este estudio, se consideran seis categorías básicas de la reutilización (urbano no-potable, agricultura, recarga industrial, ambiental, recarga de acuíferos y acuicultura) (*Angelakis et al., 2000; Kamizoulis, 2003*).

Más del 80% de los efluentes tratados en Grecia se realizan en regiones con déficit hídrico. Así, la reutilización de las aguas residuales en estas áreas cubriría una verdadera demanda del agua. Se ha analizado cerca del 90% de los efluentes tratados que se descargan en EDARs que están situadas en una distancia de menos de 5 kilómetros de las granjas disponibles comprobándose que cumplen unos requisitos mínimos de calidad. Teniendo en cuenta ambos factores, el coste adicional para el transporte a los campos de riego resulta ser económicamente rentable (*Angelakis et al., 2000*).

Actualmente los pocos proyectos de reutilización que se están realizando son a nivel experimental, aunque se pretenden llevar a cabo 15 proyectos a mayor escala. Los principales se enumeran en la *Tabla 2.12* (*Kamizoulis et al., 2003*).

Tabla 2.12. Estaciones de reutilización planeadas en Grecia (*Kamizoulis et al., 2003*).

Plant Name	Flow m ³ /day	Uses
Levadia	3,500	Irrigation of cotton
Amfisa	400	Olive tree irrigation
Palecastro	280	Storage, olive tree Irrigation
Chalkida	13,000	Landscape and Forestry irrigation
Karistos	1,450	Landscape and Forestry irrigation
Ierisos	1,200	Landscape and Forestry irrigation
Agios Konstantinos	200	Landscape and Forestry irrigation

Israel

En Israel la escasez del agua es un problema crónico. Además de utilizar todos los recursos de agua convencionales, está llevando acabo una reutilización masiva de los efluentes para el riego agrícola desde los años 70 y está reutilizando actualmente casi el 75% de todas las aguas residuales producidas en el país. Las aguas residuales son consideradas por la ley como parte integral de los recursos de agua del país (*Juanicó. et al., 2005*).

El efluente utilizado para regadío ha de cumplir los criterios de calidad establecidos por el Ministerio de Salud. La tendencia es conseguir que todos los efluentes lleguen a una calidad asequible para un riego no restringido, con rotaciones más amplias en las cosechas, la cuales requerirán mayores niveles de tratamiento y almacenamiento en el futuro (*MEDAWARE, 2004*).

La concepción que el gobierno israelí ha tenido para desarrollar el balance hidráulico dentro de su Plan de Aguas es muy interesante pues, a diferencia de otros balances hídricos donde sólo se proporciona la información relativa a las cantidades disponibles, el balance de las aguas en Israel es novedoso al conjugar la cantidad disponible con la calidad de las aguas, lo que da una mayor realidad de la disponibilidad que existe dependiendo del uso al que se destine el agua (*Shelef y Azov, 1996*).

Italia

Un primer estudio de las plantas de tratamiento de Italia estimó que el volumen de agua residual tratada esta en torno a 2.400 hm³/año de agua utilizada, lo que da una estimación del recurso potencial disponible para reutilización. En vista a la obligación regulatoria para conseguir un alto nivel de tratamiento en Italia, las plantas medianas-grandes (>100.000 habitantes), que representan aproximadamente el 60% del flujo de las aguas residuales urbanas totales, pueden proporcionar efluentes reutilizables con una tasa coste/beneficio favorable.

El uso de las aguas residuales no tratadas ha sido llevado a cabo en Italia por lo menos desde principios del siglo, especialmente en las afueras de las pequeñas poblaciones y cerca de Milán. Entre los casos más antiguos de riego con agua residual se encuentra el “Marcite”, donde se utiliza el agua procedente del Río Vettabia, que recibe la mayoría de las aguas residuales industriales y urbanas no tratadas.

Hoy en día, las aguas residuales tratadas son utilizadas principalmente para regadío en agricultura cubriendo más de 4.000 ha. Sin embargo, la reutilización controlada del agua residual municipal en agricultura aún no se ha desarrollado en la mayor parte de Italia, debido a la restrictiva normativa, que ignora los hallazgos de las últimas tareas de investigación y a las experiencias de reutilización incontrolada, tan comunes en el sur de Italia.

Los recursos públicos de agua son regulados por el estado que posee la mayoría de los sistemas de la distribución del agua. El agua destinada al riego agrícola se paga según la superficie regada (100 €/Ha.año en Consorzio Villoresi – NorthernItaly) (*Barbagallo, 2001*).

La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales se basan en lodos activos, sin embargo, últimamente se están empleando los sistemas de filtros aerobios sumergidos. Cerca de 10-15% de las plantas existentes realizan el tratamiento “terciario”. Cerca del 80% de los efluentes de las EDARs se vierten en los ríos, entre 30 y 40% al mar y a los lagos y el resto de los efluentes se vierten a los lugares indefinidos (que puede incluir la reutilización) (*Juanico. et al., 2005*).

Uno de los mayores proyectos implantados en el de Emilia Romagna, donde más de 450.000 m³/año de efluentes tratados son utilizados para regadío de más de 250 ha. Los costes reales para la distribución del agua residual reciclada (energía, trabajo, mantenimiento de la red) son cubiertos por los usuarios. Los nuevos sistemas de reutilización de las aguas residuales han sido recientemente completados en Sicilia y Sardinia para riego en la agricultura (*Angelakis et al., 2005*).

Líbano

En 1991, el volumen total del agua residual generada en el país fue de 165 millones de m³, de los cuales 130 millones de m³ procedían de usos domésticos y 35 millones de la industria.. Actualmente, sólo 4 hm³ de las aguas residuales son tratadas, de los cuales 2 hm³ son reutilizados para riego y el resto se vierte al medio marino. Estimaciones recientes indican que del 35% al 50% del agua residual urbana no tratada es infiltrada a los acuíferos debido a la falta de trabajos adecuados de descarga en algunas áreas rurales y urbanas, y es bombeada de nuevo para riego y usos domésticos. Además, estudios recientes han demostrado que el 90% de los residuos sólidos no son tratados y se vierten al medio como basuras, y un 10,4% es vertido a los ríos (*Kamizoulis et al., 2003*).

Debido a esta situación, se llevan actualmente a cabo medidas correctoras por el Gobierno, con el objetivo de implantar plantas de tratamiento de aguas residuales en diferentes localidades, con el propósito de proporcionar agua de segunda clase, indicada para riego y uso industrial.

Libia

En Hadba El Khadra, la reutilización de las aguas residuales empezó en 1971. EL agua residual es tratada en una planta de tratamiento convencional seguida por filtración de arena y cloración (12 mg/l). Después el efluente es bombeado y almacenado en tanques de almacenamiento. La reutilización fue en principio realizada sobre más de 1.000 Ha para regar cultivos de forraje y barreras contra el viento. Un área adicional cubriendo 1.970 Ha: (1.160 Ha de forraje, 290 Ha de vegetales como patatas, cebollas, lechuga, etc.; y 230 Ha para barreras contra el viento y estabilidad para las dunas) se riega con agua residual regenerada. 110000 m³/día son utilizados para riego por aspersión. La reutilización está siendo utilizada en Al Marj (noreste de Bengazi: 50000 habitantes) después de un tratamiento biológico, filtración de arena, cloración y almacenamiento (*MEDAWARE, 2004*).

Malta

En Malta, donde la agricultura es la principal fuente de ingresos, la reutilización de las aguas residuales para el riego ha sido contemplada desde 1884, para preservar el agua pura para uso doméstico. Desde 1983, la planta de tratamiento de las aguas residuales del efluente de Sant Antnin se utiliza para el riego. Se espera que el flujo de 12.800 m³/día de efluente aumente hasta 25.600 m³/día después de la expansión de la planta. La planta utiliza un proceso de lodos activos seguido por filtros rápidos de arena (9 m³/m² h). El efluente es entonces desinfectado con cloro gas (20 mg/L y tiempo de contacto 30 min) y es bombeado hacia zonas de almacenamiento para riego con un cloro residual de 2mg/l. Debido al bajo consumo por habitante, las aguas residuales en Malta está muy cargada (DBO₅=530 mg/L y SS=445 mg/L) y tienen una alta salinidad (sodio y cloro) debido a los altos niveles de esos iones en el abastecimiento doméstico de agua. El efluente es utilizado para regar 600 ha de cultivos por surcos y riego por aspersión. La calidad del efluente es adecuada para el riego no restringido y es utilizado para producir patatas, tomates, coliflor, lechuga, judías, fresas, etc. A pesar de la alta salinidad, no hay problemas con las cosechas. Esto está probablemente asociado con la alta permeabilidad del sustrato calcáreo. Un seguimiento del suelo ha mostrado una acumulación de sal en la superficie del sustrato durante la estación de riego seguida por una infiltración gracias a las lluvias de invierno (*MEDAWARE, 2004*).

La máxima demanda del agua para riego se estima en 60 m³/ha/día (meses de julio y agosto), por lo que el área potencial para riego con aguas regeneradas es de 1.500 ha si todas las aguas regeneradas se reutilizaran para la irrigación. Se consideró el almacenar el agua regenerada en la época de invierno con el fin de poder aumentar hasta 2.500 has la superficie irrigada, sin embargo, esta solución es financieramente prohibitiva. La superficie total de riego se estima en 2.000 has, de las cuales 500 has son regadas con aguas subterráneas y 1.500 has se riegan con aguas regeneradas (*AEMA, 2001*).

Marruecos

Muchas poblaciones marroquíes están equipadas con redes de alcantarillado, con frecuencia comunicados con efluentes industriales. Los volúmenes de aguas residuales recolectadas se estimaron en 380 hm³/año en 1988 y se espera que alcancen los 700 hm³/año en 2020. Para Casablanca solamente, la producción de aguas residuales se estimó en 250 hm³ en 1991, con una predicción de en torno a 350 hm³ en 2010. Sin embargo, fuera de las 60 mayores poblaciones, solo 7 tienen EDARs, pero en ambos casos su diseño y operación se consideran insuficientes. La mayoría de las aguas residuales producida por las poblaciones interiores se utiliza para regar unas 7.235 ha de cosechas a pesar de que dicha agua se ha tratado insuficientemente o incluso no se ha tratado. Una elevada proporción del agua restante es vertida al mar (*CSE, 1994*).

Debido al incremento de la población urbana en 500.000 hab/año, se prevee un rápido aumento en el consumo de agua para beber en dichas ciudades. Esto requerirá la transferencia de recursos de agua potable desde una zona de captura a otra y la sustitución de agua potable para riego por aguas residuales. El volumen de esta agua disponible para la reutilización se incrementará con la mejora de trabajos en la red de alcantarillado. Bajo estas condiciones, la compartición de las aguas residuales en la totalidad de los recursos hídricos podría aumentar en algunos puntos de porcentaje en pocas décadas, especialmente, si las aguas residuales de las poblaciones costeras también es reutilizada. A pesar de que el AR sólo representa una pequeña parte de los recursos hídricos a escala nacional, puede ayudar a solucionar problemas locales. Esto es particularmente cierto para poblaciones localizadas en zonas áridas aisladas de la mayoría de sistemas de abastecimiento.

El agua reutilizada es principalmente agua residual bruta, a veces mezclada con agua pura. Las cosechas regadas son en general de forraje (4 cosechas de maíz por año entorno a Marrakech), frutales, cereales y productos (está prohibido cosechar y vender vegetales para consumo). Marruecos aún carece de regulaciones específicas sobre reutilización de las aguas residuales. Se suelen hacer referencias a las recomendaciones de OMS. Mientras se reducen los impactos ambientales en los receptores habituales de agua, la falta de tratamientos del agua residual antes de la reutilización en ciudades aisladas provoca otros impactos en la salud. La mejora de métodos de tratamiento así como la calidad del agua reutilizada se consideran esenciales (*MEDAWARE, 2004*).

Palestina

Palestina tiene aplicadas algunas directrices para la reutilización de las aguas residuales tratadas procedentes de usos doméstico, municipios, industrias y empresas comerciales en la franja de Gaza. En ellas se incluyen los requisitos para:

- a) La recogida, el tratamiento adicional y el almacenamiento del agua residual tratada.
- b) El riego para agricultura así como para zonas de uso público.
- c) El enriquecimiento y la mejora de la calidad del agua subterránea.
- d) El seguimiento de la calidad del agua tratada y la especificación de métodos de análisis en los casos.
- e) El seguimiento para valorar los impactos a largo plazo en el agua, suelo y en la salud pública.

El vertido del agua residual tratada en las aguas superficiales y al mar no está regulado por ninguna normativa.

La normativa proporciona información vital para la recogida, tratamiento adicional y almacenamiento de los efluentes tratados de tal manera que el uso de agua subterránea puede ser sustituido, el acuífero pueda enriquecerse y la expansión de agua salina en los acuíferos costeros pueda reducirse (*MEDAWARE, 2004*).

El objetivo global de la normativa es conservar el medio ambiente mediante una gestión sostenible de los recursos hídricos. El principal objetivo es reutilizar todo el agua residual para

mejorar el balance hídrico y la calidad del agua subterránea, así como proteger el suelo y la salud pública. El agua residual tratada debería ser utilizada para riego y para la recarga de agua subterránea (*Zubiller, et. al, 2002* y *MEDAWARE, 2004*).

Esta normativa pasa de la traducción de la “Ley Ambiental Palestina” a la acción mediante el Ministerio de Asuntos Ambientales, fechado en 6 de Julio de 1999, que se convirtió en efectiva el 28 de Diciembre de 1999, particularmente la Sección 3 del Medio Ambiente del Agua, Artículos 28-30.

Algunos de los principios técnicos incluidos en esta normativa son los siguientes (*MEDAWARE, 2004*):

- a) Todo el agua residual debería ser recogida, tratada y utilizada según estas directrices para minimizar el déficit en el balance del agua.
- b) La reutilización del agua residual que no cumple los estándares está prohibida.
- c) El agua residual tratada ha de ser transportada en tanques cerrados.
- d) Está prohibida la dilución del agua residual con agua pura para alcanzar los niveles estándares.
- e) Está prohibida la inyección directa en el acuífero.
- f) La reutilización de agua residual para riego sólo está permitida si cumple las regulaciones y estándares según el tipo de cultivo y la técnica de riego.
- g) El uso de aspersores no está permitido para el riego.
- h) No está permitido el riego con agua residual tratada a todos los tipos de vegetales.
- i) El riego con agua residual tratada ha de interrumpirse 2 semanas antes de la recolección de la cosecha.
- j) Los frutos caídos de los árboles que han sido regados con aguas residuales tratadas están prohibidos para el consumo, para tratar o para vender.

Siria

El volumen total del efluente de agua residual industrial y municipal se estima en 1.600 millones de m³ para 2005. El vertido de estas aguas residuales sin tratar en el curso de los ríos llevó a la degradación de la calidad del agua superficial hasta el punto de hacerse inadecuada

para el consumo humano. Las condiciones de salud de la población que vivía en las zonas de uso intensivo del agua residual no tratada también se degradaron. Las enfermedades como el tifus y la hepatitis se extendieron de una forma mucho más rápida en esas zonas (*Angelakis, 2003*). El área total regada con agua residual se estima entorno a 40.000 Ha, con 20.000 en Aleppo.

Se han implantado ya algunas EDARs, como Damascus (Adra), Aleppo, Homs, Salamyeh, Ras El Ein, y Haramil Awamid. El agua residual tratada potencialmente disponible para la reutilización se estima en 400 hm³/año gracias a la cual un área agrícola de más de 40.000 Ha podría ser regada. Para hacer frente a esta alarmante situación y al mismo tiempo asegurar agua residual tratada para el uso en agricultura, el Gobierno sirio lanzó un programa para construir varias plantas de tratamiento, dos de las cuales están ya operativas en Damascus y Aleppo. La planta de Damascus trata habitualmente unos 300 hm³/día, utilizando el método de lodos activos. El área total regada con agua residual tratada y no tratada es de 18.000 Ha, localizada en las afueras de la ciudad. Con la excepción de las aguas residuales producidas en Damascus y Aleppo, las recogidas en las ciudades, pueblos u otras áreas residenciales es utilizada sin ningún tipo de tratamiento, ya sea para riego directo de cosechas o para verterlo al mar o a zonas hídricas que son utilizadas para el riego incontrolado (*MEDAWARE, 2004*).

El uso de las aguas residuales está restringido para cosechas industriales, de pienso y para árboles frutales en zonas más pequeñas, aunque tampoco es común que sea utilizado para otro tipo de cosechas. Se espera que esta situación mejore cuando las plantas de tratamiento bajo construcción en todas las grandes ciudades del país sean operativas.

Túnez

El riego con el agua residual reciclada está bien establecido en Túnez. El agua residual de la planta de tratamiento de Cherguia, se ha utilizado desde 1965 para regar las 1.200 Ha de La Soukra (8 km al Noreste de Túnez) y para salvar cosechas de árboles frutales cítricos, ya que los acuíferos se habían sobreexplotado y sufrían salinización. Los efluentes de las plantas de tratamiento eran utilizados, principalmente en primavera y en verano, de forma exclusiva o como complemento al agua subterránea. El agua de la planta de tratamiento secundaria de Cherguia es bombeada y vertida en una laguna de 5.800 m³ antes de su almacenamiento en un

depósito de 3.800 m³. El agua es entonces descargada por gravedad a una parcela agrícola a través de un sistema de canales subterráneos. Un Departamento Regional para el Desarrollo Agrícola (CRDA) supervisa la operación y mantenimiento del sistema de distribución del agua y controla la aplicación del Código del Agua. Tras esta experiencia, se propuso una política de reutilización de agua residual a principios de los 80. Se espera que finalmente sean regados unos 20.000 Ha de cultivos (*MEDAWARE, 2004*).

Turquía

La actual población de Turquía es de 78 millones de habitantes y la recogida total anual d agua en el año 2000 fue de 42.000 hm³. Turquía tiene bastante agua el nivel nacional, pero la gran superficie del país, la mala distribución y irregularidad de las lluvias crean problemas numerosos de escasez del agua (*Juanicó. et all, 2005*).

El SHW (Dirección General de los Trabajos Hidráulicos) ha construido un área total de 2.296.350 Ha para el riego, de las cuales 10 % son gestionados por el mismo SHW y el 70% por otras organizaciones de usuarios (Asociaciones de Riego, autoridades de la aldea, municipios, etc.). El 20% restante no es realmente utilizado debido a diversos problemas.

Antes de 2001, un número total de 118 plantas de tratamiento de aguas residuales estaban en funcionamiento con una capacidad anual teórica total de tratamiento de 2.550 hm³, pero la cantidad real de efluentes tratados era solamente 1.245 hm³ aproximadamente hasta el 50% de la capacidad total del tratamiento. El 38% (468 hm³) de los efluentes tratados reciben un tratamiento físico, mientras que el 50% (618 hm³) reciben el tratamiento biológico y el 12% restante (159 hm³) reciben el tratamientos avanzados (*Juanicó. et all, 2005*).

El riego con aguas residuales se ha estimado en 50 hm³/ en el año 2000. Pero el país no tiene una política de la reutilización para riego agrícola con aguas residuales.

Los pueblos turísticos y los complejos turísticos, situados a lo largo de las costas mediterráneas están construyendo sus propias instalaciones del tratamiento. La escasez de los recursos de agua y de la demanda creciente del agua por el turismo en los meses del verano forzó a estos centros del turismo a reutilizar sus efluentes. La forma principal de reutilización es el riego de jardines y parques.

Debido a la carencia de instalaciones del alcantarillado y escasez de tratamientos satisfactorios, una cantidad enorme de aguas residuales domésticas se vierten directamente en los ríos. Por ejemplo, en Trakya, situado en Anatolia del noroeste, 1.560.620 m³/año de las aguas residuales domésticas se vierten en el río Evros y 9.000 ha de área agrícola se riegan con agua extraída del río contaminado.

2.1.5.2. OTROS PAÍSES

Arabia Saudita

Este país se abastece de agua mediante fuentes convencionales y alternativas. La principal fuente de abastecimiento es el agua subterránea, con un total de 17.000 hm³/año, que corresponde al 95% del suministro. Mediante la desalación se producen 795 hm³/año (el 4% del suministro) y finalmente se reutilizan 150 hm³/año de aguas regeneradas, que corresponden al 1% del total de recursos abastecidos. Las aplicaciones del agua regenerada son el riego agrícola y forestal, los usos recreativos, el riego de jardines y parques, la recarga en cuencas de infiltración y la inyección directa para la recarga del acuífero (*Al-Zubari, 1997*).

Australia

Este país, debido a sus condiciones climatológicas y de escasez de agua, ha emprendido en los últimos años acciones muy importantes para la regeneración y reutilización de aguas residuales.

Entre estas acciones destaca el ambicioso plan estratégico para la regeneración y reutilización de aguas residuales de Queensland (QWRS). En este plan se enfatizan las ventajas económicas, ambientales y sociales de invertir en los sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales, tanto por el sector público, como el privado (*QWRS, 2001*).

Los objetivos del plan estratégico incluyen reformas legislativas, desarrollar normas que establezcan los criterios de calidad del agua regenerada para su posterior reutilización, estimular la participación de la comunidad en este tipo de proyectos, fomentar la investigación, establecer proyectos de demostración, y crear centros de capacitación e información para los responsables de los sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales.

China

Desde los años 80 China ha realizado esfuerzos para regenerar y reutilizar sus aguas residuales. En 1999 China generaba 12.800 hm³/año de aguas residuales, de este caudal se regeneraban 4.081 hm³/año (el 31%) en 398 EDAR's; de éstas, 272 utilizaban sistemas biológicos. Actualmente las aguas regeneradas se reutilizan principalmente en la agricultura, la industria, usos público-urbanos y ornamentales, así como en usos ambientales.

En China, la Consejería de Estado solicitó a todas las plantas de aguas residuales que al menos un 10% de su efluente tratado fuera recuperado para combatir la escasez de agua. El gobierno central está apoyando esta estrategia con el 30% de la financiación para 7 de las ciudades más grandes, (China ha tenido un incremento de agua reciclada por año del 60% en los últimos 4 años).

Estados Unidos

Es el país con más sistemas de regeneración y reutilización implantados a gran escala. Su incursión en la regeneración y reutilización planificada del agua residual data de 1918, siendo California el estado pionero en la materia. Según el estudio publicado por el U.S. Geological Suvey (USGS) en EE.UU. existen 16.428 EDAR's públicas y 23.700 administradas por otras entidades, que en conjunto generan 52.652 hm³/año de aguas regeneradas.

La estructura federal que posee los Estados Unidos permite que cada estado, usando su autonomía legislativa, disponga de su propia normativa sobre la reutilización de aguas residuales. Mientras que hay estados con extensas regulaciones como California, Arizona, Oregón, Colorado, hay otros que apenas si han desarrollado nada al respecto, si bien existen unas normativas confederales que regulan y coordinan los criterios de actuación y los estándares a cumplir. En el documento que las reúne, redactado por un numeroso grupo de expertos y editado por la USEPA (*USEPA, 1992*) se exponen las líneas básicas de la reutilización del agua residual. La normativa regula los principales usos de las aguas residuales urbanas y son aplicables a los estados que no tienen regulación al respecto.

En EE.UU. el cumplimiento de las reglamentaciones existentes ha garantizado el éxito de los programas de reutilización. Por su importancia podemos destacar una parte del *Código del Agua*,

la ley conocida como *Porter-Cologne de Control de la Calidad del Agua de 1979*. Esta ley contiene el texto legislativo que permite el establecimiento de los criterios de calidad del agua. Son numerosos los organismos encargados de hacerla cumplir. En el caso concreto de California, los organismos que tienen la principal responsabilidad de controlar y proteger la calidad de las aguas son el *Consejo Estatal para la Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos (CSWRCB)* y los *Consejos Regionales de Lucha Contra la Contaminación del Agua, (CRWQCB)*.

La extensión del trabajo que se recoge en las directrices de la USEPA, es enorme y sobrepasa el objetivo de este apartado por lo que no se recoge en su totalidad. Como característica general, estas directrices presentan recomendaciones de calidad más estrictas que las directrices establecidas por la OMS en 1989 y 1990 (OMS, 1989 y 1990). De hecho, en el agua empleada para el riego de parques, cementerios, cultivos que no se consuman procesados, campos de golf, usos recreativos en lagos con posible contacto humano y recarga de acuíferos para abastecimiento no se permite la presencia de ningún coliforme fecal en 100 mL. La OMS, por su parte, admite la presencia de hasta 1.000 coliformes fecales/100 mL para los usos mas restrictivos, acompañados de una serie de medidas adicionales de protección.

Los límites de los constituyentes químicos con toxicidad están recogidos en el informe de la National Academy of Science y National Academy of Engineering (1973). En la *Tabla 2.6* quedarán recogidas algunas de las recomendaciones de la USEPA.

Cada día se reutilizan aproximadamente 6,8 millones de m³ de agua en Estados Unidos y se estima un crecimiento en la recuperación anual de un 15%. Veinticinco estados acogen regulaciones para la reutilización de agua y otros 16 tienen directrices o diseñan normas. El Estado de Florida con 2,83 millones de m³ por día de agua reutilizada encabeza la lista de los usuarios de esta modalidad, seguido por el estado de California que de hecho con el 11 % de consumo de agua total nacional es el mayor usuario de agua potable en Estados Unidos. El Estado de California reutiliza 2,1 millones de m³ por día y tiene previsto multiplicar por dos para el año 2010. La Directriz para la Reutilización de Agua de la Agencia de Protección Ambiental contiene varios ejemplos de casos en las que los estados usan el agua regenerada. Otros estados con sistemas significativos para la reutilización de agua son Texas, Colorado, Georgia y Washington.

Para evitar un error, que a veces se produce, conocido como “Cross conection” conexión cruzada, las aguas regeneradas usan sistemas de tubería separados que por lo general se pintan

de púrpura para distinguirlos de los sistemas de agua potable. La instalación de sistemas de reutilización de agua en construcciones nuevas es más eficiente y flexible que en las vecindades establecidas de más antigüedad. En Irvine, California, adoptaron programas de recuperación de agua para el riego del distrito dando la flexibilidad para adaptarse al cambio de las necesidades de la comunidad como es la urbanización de la zona agraria, de forma que se riegan con agua regenerada aproximadamente 1.000 hectáreas de frutas, verduras y viveros. El agua regenerada en Irvine se reusa en el 80 % en los espacios verdes de la comunidad. La calidad de otras aguas es tan buena que se le dio permiso para usarla sin restricciones para todos los usos excepto el consumo humano.

Los programas de la regeneración de agua tienden a expandirse a numerosos usos. Hace diez años en el Complejo Turístico de Walt Disney de Orlando, se usaba el agua regenerada para riego de cinco campos de golf y de césped. Hoy en día se usa el agua regenerada en todos los posibles usos distintos del consumo humano tales como, lavado de calles, en la mezcla de hormigón para la construcción y la limpieza en general, torres de refrigeración, la protección contra incendios, y el riego de los céspedes.

Con la abundancia del agua regenerada se realza la estética urbana y las actividades recreativas. El flujo de agua en el famoso centro de San Antonio Riverwalk se mantiene gracias al agua regenerada de alta calidad. Así se conserva este atractivo destino turístico y se reduce la demanda en las reservas de aguas subterráneas en Texas. El lago Lakeside en Tucson donde se practican los deportes de remos, pesca, y otros más, recibe hasta 180.000 m³ diarios de agua regenerada desde el 1990.

Kuwait

Su principal fuente de suministro es el agua de mar, desalando anualmente un volumen de 240 hm³, esencialmente para satisfacer las demandas de agua potable (el 95% del agua para consumo humano es derivada de la desalación). Las extracciones de aguas subterráneas suponen un volumen de 120 hm³/año y la regeneración y reutilización de aguas residuales unos 52 hm³/año (*Al-Zubari, 1997*).

Kuwait cuenta con un total de tres sistema de reutilización y regeneración de aguas residuales, cuyas líneas de tratamiento comprenden los procesos de fangos activos, filtración en arena y

desinfección con cloro. Estos tres sistemas llevan a cabo la regeneración de las aguas residuales del país, entre el 65 al 80% del agua potable abastecida, que corresponde a un volumen anual aproximado de 103 hm³/año. Se estima que se reutiliza el 10% del total de agua regenerada en el riego de 1.700 Ha de cultivos, equivalentes aproximadamente al 25% de la superficie total irrigada de Kuwait (*Barbi, 2001*).

2.1.5.3. SITUACIÓN EN ESPAÑA

Este subcapítulo está basado sobre un trabajo realizado por Raquel Iglesias (Ministerio de Medio Ambiente) en octubre del 2005.

En lo que se refiere a la existencia de recursos hídricos en España, las estimaciones establecidas en el Libro Blanco del Agua en España (2000) cifran los recursos totales renovables, superficiales más subterráneos, en régimen natural en 111.000 hm³/año, de los cuales el 74% proceden de escorrentías superficiales y el 26% son subterráneos. Un rasgo fundamental es la gran irregularidad y diversidad hidrológica existente, siendo muy variable la precipitación existente en función de las zonas de que se trate. Otros factores tales como los distintos tipos de suelo, la vegetación, la evapotranspiración y la naturaleza de los acuíferos hacen que las respuestas frente a fenómenos pluviométricos, sean completamente diferentes.

Debido a esto, en España, se han ido realizando infraestructuras que han aumentado el recurso disponible. Existen actualmente alrededor de 1200 presas con una capacidad de almacenamiento de aproximadamente 56.000 hm³ siendo 300 de ellas las que almacenan el 98% del total y se estima en más de un millón, el número de pozos y captaciones subterráneas existentes, contándose con más de 5.000 Km. de conducciones de abastecimiento y más de 10.000 Km. en conducciones de riego.

Las demandas hídricas recogidas en los Planes Hidrológicos de Cuenca dan un valor global de la demanda anual estimado aproximadamente en 35.300 hm³/año. En la *Tabla 2.13* se presenta el desglose de estas demandas entre los principales usos.

Tabla 2.13. Demandas hídricas en España. Libro Blanco del Agua, 2000.

Usos	Demanda anual (hm ³ /año)	Porcentaje %
Urbana	4.667	13,2
Industrial	1.647	4,6
Regadío	24.094	68,2
Refrigeración	4.915	14,0
Total	35.323	100,0

Una vez definidos tanto los recursos como las demandas y realizados los balances hídricos temporales, refiriendo éstos a los sistemas de explotación existentes en la actualidad, se puede comprobar que existen amplias zonas en las cuales bien de forma coyuntural o permanente hay déficit de recursos hídricos.

Las zonas de déficit permanente se concentran en el litoral mediterráneo y en los archipiélagos Canario y Balear, y son por tanto en estas áreas, donde existen más proyectos realizados y más expectativas de reutilización. Además, el déficit hídrico ha aumentado como consecuencia del fuerte desarrollo turístico y agrícola, y la imposibilidad de obtener recursos convencionales debido al deterioro del medio hídrico y a la dificultad para realizar nuevas obras civiles de captación del recurso.

Dentro de las posibilidades de disponibilidad de los recursos hídricos, en España se considera a la reutilización un recurso no convencional que puede incrementar los usos del agua ya utilizada no solo en cantidad de usos, sino también en el volumen de los recursos hídricos disponibles en la zona. La mejora de la calidad de los efluentes es el elemento clave en la disponibilidad y gestión del agua. El agua regenerada puede sustituir usos que no requieran una calidad elevada, liberando volúmenes de mejor calidad para otros usos más exigentes o si la necesidad hídrica es extrema, y económicamente el balance es favorable, se puede alcanzar cualquier calidad para cualquier uso. En definitiva, hay que establecer dónde realmente es necesaria esta intervención y esta decisión suele tomarse en base a unos riesgos, unos costes de oportunidad y unos beneficios.

El volumen máximo de reutilización en España está limitado por la cantidad de agua urbana depurada, la situación geográfica respecto al uso de estas instalaciones (no hay que olvidar que en la mayoría de los casos el coste de distribución del agua regenerada por m³ es muy superior al del tratamiento de regeneración de este m³), la demanda, la aceptación que tenga este

recurso y la viabilidad económica y medioambiental del mismo. Ya en el Libro Blanco del Agua en España (2000) se preveía un volumen máximo de efluentes depurados, una vez finalizado el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración en cumplimiento con la Directiva 91/271/CEE, de unos 3.500 hm³/año, de los cuales, aproximadamente 1.200 hm³/año podrían ser reutilizados. A finales de 2005, la depuración del 76% de la carga contaminante generada en España era conforme con los objetivos de calidad establecidos, porcentaje que ascendería al 89% si se consideraran las instalaciones en construcción. La tendencia desde 1995 puede considerarse muy positiva, ya que en ese año ese último valor era tan sólo un 54%, lo que supone un crecimiento de la capacidad de depuración del 65% hasta 2005. Sin embargo, los objetivos establecidos en la Directiva 91/271/CE y en el PNSD 1995-2006, no se han logrado alcanzar en su totalidad, al quedar todavía un 11% de la depuración de la carga contaminante sin ser conforme. En el año 2006, la distribución del grado de conformidad en carga supone una mejora respecto a la situación de 2005, habiéndose reducido la no conformidad del 11% al 9 % (MMA, 2007)

Como conclusión, se puede decir, que el máximo que podría representar el volumen reutilizado en el global de los recursos hídricos disponibles (111.000 hm³/año), una vez finalizado el PNSyD, sería de aproximadamente un 2,67 %. Este porcentaje, bajo en comparación a otros recursos disponibles, se vuelve estratégico e incluso imprescindible en zonas de España cuyo déficit es sobre todo estructural.

En el año 2001, existían en España alrededor de 140 actuaciones de reutilización, que cubrían una demanda de aproximadamente 346 hm³/año. Se encontraban en fase de proyecto y construcción otra serie de actuaciones que suponían una ampliación del volumen reutilizado en unos 290 hm³/año adicionales, en un periodo no superior a 5 años. Como puede verse en la *Tabla 2.14*, el riego agrícola era el aprovechamiento más generalizado, suponiendo el 82 % del volumen total.

Tabla 2.14. *Reutilización directa en España en el año 2002 (MMA, 2007).*

Usos	Volumen hm ³ /año	Porcentaje %
Riego agrícola	284,9	82,3
Usos municipales	24,0	7,0
Usos recreativos y campos de golf	20,6	6,0
Usos industriales	2,5	0,7
Usos ecológicos	14,0	4,0
Total	346,0	100,0

De otro lado, y como lo muestra la *Tabla 2.15* en el año 2001 de 8.016.351 m³/día de aguas tratadas en España solo se reutiliza el 496.714 que suponía a penas un 6,20%.

Tabla 2.15. *Recogida y tratamiento de las aguas residuales (m³/día)*

	Volumen de aguas residuales recogidas	Volumen de aguas residuales tratadas	Volumen total de agua reutilizada	% aguas residuales tratadas	% agua reutilizada
Andalucía	1.747.310	1.543.520	100.443	88,34%	6,51%
Aragón	304.134	247.118	36.069	81,25%	14,60%
Asturias	231.286	86.113	0	37,23%	0,00%
Baleares	175.932	172.067	64.486	97,80%	37,48%
Canarias	294.887	207.657	102.440	70,42%	49,33%
Cantabria	86.749	65.373	753	75,36%	1,15%
Castilla y León	584.627	513.616	18.050	87,85%	3,51%
Castilla-La Mancha	346.342	301.625	17.241	87,09%	5,72%
Cataluña	1.687.875	1.435.569	13.781	85,05%	0,96%
C. Valenciana	712.913	625.980	66.078	87,81%	10,56%
Extremadura	259.693	244.332	17.082	94,08%	6,99%
Galicia	616.282	523.872	574	85,01%	0,11%
Madrid	1.152.174	1.107.471	7.204	96,12%	0,65%
Murcia	244.007	222.263	34.664	91,09%	15,60%
Navarra	148.297	140.459	6.917	94,71%	4,92%
País Vasco	527.038	475.505	10.598	90,22%	2,23%
Rioja	83.894	83.811	134	99,90%	0,16%
Ceuta y Melilla	20.000	20.000	200	100,00%	1,00%
España	9.223.440	8.016.351	496.714	86,91%	6,20%

Fuente: Encuesta sobre el Suministro y Tratamiento del Agua. Año 2002. INE.

La evolución desde entonces ha sido la esperada. Las actuaciones de reutilización se han incrementado a más de 255, y según los datos oficiales disponibles del 2004 se reutiliza, con o sin tratamiento de las aguas depuradas, unos 1.077.842 m³/día en todo el territorio nacional. En la *Tabla 2.16* se pueden ver los volúmenes de aguas residuales generadas al día, tratadas, vertidas y las que se reutilizan en diferentes sectores en el año 2004.

Tabla 2.16. *Recogida y tratamiento de las aguas residuales en España en el año 2004 (Fuente: Base de datos del INE, 2007) (MMA, 2007).*

Volumen de aguas residuales recogidas	17.610.443 (m ³ /d)
Volumen de aguas residuales tratadas	16.305.821 (m ³ /d)
Volumen total de agua vertida	16.512.206 (m ³ /d)
Volumen total de agua reutilizada	1.077.842 (m ³ /d)

La mayoría de los proyectos realizados o en fase de estudio en España, tienen fines agrícolas, aunque se está detectando una tendencia a reutilizar con un objetivo medioambiental. Este aumento del volumen de agua reutilizada en fines medioambientales va a ser reforzado en el futuro por las exigencias de Directivas como la Marco o por proyectos como el del Baix de Llobregat en Cataluña, con 50 hm³/año, para el control de la intrusión marina.

En España, existen distintos escenarios de reutilización con necesidades muy diversas dentro de la planificación de la reutilización de efluentes depurados.

Una de las actuaciones pioneras en el campo de la reutilización fue la que desempeñó la Comunidad de Regantes de Arrato en el país Vasco en la década de los ochenta. Debido al desajuste hídrico que sufría la ciudad de Vitoria-Gasteiz y la agricultura desarrollada en la cuenca del río Arrato, la Diputación Foral de Álava, tras petición de los afectados, estableció en el año 1988, un Plan para la reutilización integral de las aguas residuales depuradas de esta zona. En este marco, la Comunidad de Regantes de Arrato solicitó una concesión por 400 L/s de las aguas depuradas de esta ciudad, ejecutando, como primera actuación, las infraestructuras necesarias para regar unas 3.500 Ha. de cultivo. En el año 1995, invirtieron en un tratamiento de regeneración basado en tres módulos independientes basados en un tratamiento físico-químico con decantación lamelar, seguido de una filtración por arena y desinfección por hipoclorito, que les permite tener una capacidad máxima de 34.560 m³/día y un rango de 400 L/s hasta 1.600 L/s. A partir del año 1996, se pone en marcha este tratamiento de regeneración satisfaciendo una demanda de 3 hm³/año. Los resultados de esta experiencia fueron tan satisfactorios, que en la actualidad, se ha terminado la segunda fase del Plan que amplía el caudal reutilizado a 12,5 hm³/año, de los cuales, una parte sirven para regar otras 6.500 hectáreas. de cultivo y el resto, se transportarán al fondo de la presa que abastece la ciudad de Vitoria-Gasteiz, para poder mantener el caudal ecológico del río, sin detrimento del agua de abastecimiento.

En un intento de resumir la panorámica española, se podría decir que se distinguen cuatro escenarios dentro de la reutilización de los efluentes depurados:

1) El Levante español

En este escenario la reutilización, sobre todo en agricultura, es un hecho desde tiempos inmemoriales. El “monouso agrícola” en las cuencas del Segura y el Júcar, con un 98 % del volumen total del agua reutilizada destinada a este uso, ya representaba en el 2001, más del

55% del agua reutilizada en toda España, dando muestra elocuente de la importancia de este recurso en estas cuencas a nivel global.

Dentro del Levante se distinguen los casos de la Región de Murcia, con una reutilización de marcado carácter histórico, dónde la distribución se realiza a través de canalizaciones construidas en tiempos de los moriscos, y Valencia, donde las actuaciones de reutilización surgen de unas necesidades hídricas que promueven el uso de este recurso.

En Murcia, la reutilización de los efluentes depurados de una forma indirecta o con algún tipo de mezcla normalmente con retornos de riegos u otros recursos hídricos, “reutilización mixta”, y no una vez, sino repetidas veces, da una idea de la necesidad hídrica que padece esta Comunidad Autónoma tal y como está establecida su base de desarrollo socio económico. Lo que al principio de la cuenca es una reutilización indirecta, pasa a ser aguas abajo una reutilización casi directa, al convertirse los cauces naturales, en meros sistemas de transporte del agua residual depurada. La descarga de las aguas depuradas en un complejo sistema de distribución constituido por canales, acequias, ramblas o azarbes, junto a los sistemas de recogida de las escorrentías de los regadíos con los que están conectados, y otras aportaciones de recursos hídricos como es el agua trasvasada Tajo-Segura, dificulta el establecimiento de una reutilización directa planificada. Ante la realidad de no poder controlar este sistema de distribución tan complejo por sus múltiples ramificaciones a las distintas zonas de uso, parece que las administraciones murcianas competentes en estos temas, están instando por una solución de carácter “envolvente”, es decir, dotar a la mayoría de las aguas depuradas de la calidad sanitaria suficiente para el uso más extendido, el agrícola. Este objetivo se está desarrollando dentro del Plan Director de Saneamiento, Depuración y Reutilización que en estos momentos la Región de Murcia está confeccionando. Se está proyectando, en el 90 % de las nuevas estaciones depuradoras, un tratamiento de regeneración que en la mayoría de los casos consiste en una línea de físicoquímico con filtración de gravedad por arena y una desinfección por ultravioletas. Esta línea de regeneración es más que suficiente para garantizar unas condiciones sanitarias aguas abajo, aún estando la capacidad de autodepuración del medio receptor muy mermada.

Esta forma de planificar los efluentes regenerados se aleja de un sistema de reutilización directa propiamente dicho, donde el efluente se trata en función de un uso predeterminado y la distribución es directa desde el tratamiento hasta el punto de uso. Además, los usuarios

precisarían de unas peticiones concesionarias, de unos costes por el tratamiento de regeneración y unos controles para satisfacer una normativa que por el momento no existe.

Respecto a la Comunidad Valenciana, una actuación de la planificación de efluentes depurados que cabe destacar por contar con un volumen potencial de 200 hm³/año, es la del plan referente a la reutilización de efluentes depurados de la periferia del área metropolitana de Valencia. Este plan pretende satisfacer las demandas de los regadíos tradicionales de L'Horta sin dejar de lado las necesidades ambientales de la zona. En este cometido están implicadas unas siete depuradoras, los tratamientos de regeneración pertinentes e infraestructuras necesarias, incluyendo modernización de regadíos, con el objetivo de producir al menos 103 hm³/año de agua regenerada, de los cuales 72 hm³/año irán a estos regadíos y el resto, con un tratamiento de eliminación de nutrientes, fluirán como caudal ambiental para mantener las condiciones naturales de la laguna litoral de la Albufera.

La Comunidad Valenciana, donde ya se hablaba de 124 hm³ reutilizados en el año 2000, en su mayoría como efluentes mixtos, pasan a ser en la actualidad, unos 140 hm³, el 30 % del caudal depurado. El II Plan director de saneamiento de la Comunidad Valenciana en relación con la reutilización de las aguas depuradas incluye directrices, objetivos, criterios y actuaciones de reutilización.

Según lo recogido en la base de datos sobre la reutilización de los efluentes regenerados del CEDEX, Valencia podría llegar a contar con una capacidad de reutilización en los próximos 5 años de 330 hm³/año y reutilizó, en el 2004, unos 128,37 hm³. Estos y otros datos no están consensuados por las diferentes administraciones y usuarios implicados, creándose por tanto, distintas realidades de la reutilización de efluentes depurados en esta Comunidad.

2) Los archipiélagos Canario y Balear

En este escenario, totalmente insular, la salinización de los acuíferos y la inexistencia de recursos hídricos superficiales han creado una situación de déficit hídrico estructural que se ha ido solventando con desalación y reutilización desde hace más 20 años.

En lo que se refiere al archipiélago Canario, desde los años setenta, las islas orientales han sido pioneras en el reutilización directa de aguas residuales regeneradas. La aportación de este recurso ha sido, desde los inicios de esta práctica, base para la planificación hidrológica de las islas a la hora de complementar y sustituir otros recursos convencionales.

En el periodo 1996-99 surgen los distintos Planes Hidrológicos de cada isla donde se incluían criterios y planes de reutilización. Las propuestas de estos planes estaban encaminadas a conseguir el 100 % de la reutilización de los efluentes depurados para usos como el agrícola, recreativos, zonas verdes o recarga de acuíferos. Para llegar a este fin incluían en la planificación las redes de distribución necesarias, que en ocasiones comportaba la construcción de muchos kilómetros para trasvasar el agua de un lado al otro de la isla, el apoyo a la construcción de nuevas redes de riego así como la modernización de las ya existentes y la constitución de organismos específicos para la gestión global de este recurso.

Dentro del archipiélago Canario, la isla de Gran Canaria, es un ejemplo a seguir a la hora de la planificación y gestión de los efluentes regenerados. Para el horizonte 2012, esperan reutilizar más del 50 % del total de volumen depurado estimado para todas las islas, 43,5 hm³/año reutilizado, y haber construido una red de distribución de más de 180 Km.

Gran Canaria, en el año 2001, ya reutilizaba más de 27 hm³, alrededor del 38 % de sus aguas residuales depuradas, constituyendo sin duda, el caso más avanzado de la planificación de efluentes depurados en España. En sus actuaciones, se incluían las infraestructuras necesarias para la distribución y el control del efluente, estudios de viabilidad e incluso análisis de tecnologías, a través de diferentes entidades públicas y privadas, de las que se sacaron importantes conclusiones en campos como el de la desalación (Informes del DERECA, Centro de Investigación de Demostración en Reutilización de Aguas).

Tabla 2.18. Evolución de los recursos, en hm³, en la isla de Gran Canaria (1993-2012).

Tipo de recurso	1993	1996	2002	2006	2012
Reutilización	0,0	7,2	39,5	43,5	43,5
Desalación	21,0	45,2	89,6	101,5	101,5
Subterráneo	98,0	80,1	39,1	23,6	23,6
Superficial	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0

En lo referente a las Islas Baleares, en el año 1988, la creciente necesidad de recursos hídricos provocados por la masiva afluencia de turistas a las islas, trajo consigo leyes como la 12/1988

referente al uso de agua regenerada en campos de golf. En el año 1995, vio la luz el primer Plan de Depuración y Reutilización de las aguas depuradas y unas guías para su uso. Se publicó un documento técnico donde se declaraba la necesidad de un informe preceptivo y vinculante de la Conserjería de Sanidad, según establece RD 849/1986, Reglamento del Dominio Público Hidráulico, y los criterios sanitarios para cada tipo de uso. En 1997, se aprobó un “Plan Integrado para la Reutilización de Aguas Tratadas en las Islas Baleares” en el que se planteaba la reutilización del 100% de las aguas depuradas. Se desarrolló en el 2001, dentro del Plan Hidrológico de las Islas Baleares, las infraestructuras necesarias para que en el año 2016 se reutilizara más del 90 % estas agua depurada, unos 75 hm³. En este mismo año 2001, se reutilizaban unos 25,85 hm³/año, alrededor del 32% de las aguas residuales depuradas en las islas.

En la actualidad, en el archipiélago Balear existen muchas iniciativas en este campo de la reutilización por parte de las diferentes empresas gestoras del agua depurada, aunque en la práctica, el avance es menor que en el archipiélago Canario.

3) Zonas con reutilización más planificada y diversificada

En el tercer escenario de la reutilización en España se podría incluir aquellas zonas donde se está diversificando más el recurso en cuanto a usos y el agrícola deja de ser el uso predominante. Son los casos de la Comunidad de Madrid o Cataluña donde se percibe una mayor colaboración entre las distintas administraciones e instituciones implicadas en estas actuaciones de reutilización y un mayor avance en cuestiones de normativa.

En Cataluña, el Departamento de Sanidad de la Generalitat, ya en el año 1994, sacó una guía de prevención del riesgo sanitario derivado de la reutilización de aguas depuradas y unas recomendaciones para el diseño y control de estas actuaciones. En el 2003, en base al borrador estatal de Real Decreto de 1999 sobre las calidades mínimas para la reutilización de aguas depuradas, publicaron unas calidades del agua depurada para los distintos usos. En 2005, sacaron una normativa para el riego de campos de golf y están en pleno desarrollo de un Plan de Reutilización.

Dentro de este ámbito de la reutilización en Cataluña, se debe destacar la labor que ha venido realizando el Consorcio de la Costa Brava (CCB) durante estos últimos 20 años. El Consorcio, desde su fundación en 1971, agrupa más de veinte municipios y dedica su actividad tanto al abastecimiento como a la depuración y reutilización de las aguas depuradas, cerrando así el

ciclo del agua y dando una idea, del interés que tiene esta región en reutilizar sus aguas de una manera controlada y directa. La creación del CCB tuvo como objeto paliar una necesidad económica, vinculada al desarrollo turístico de la zona. Con sus proyectos han demostrado que la preservación del medio ambiente asegura el crecimiento de las actividades turísticas, y por lo tanto, el desarrollo económico no es antagónico a la conservación medioambiental.

La reutilización en la Comunidad de Madrid llegó de una manera puntual para satisfacer una serie de necesidades de agua no potable, sobretodo de carácter urbano, riego de jardines, baldeo de calles y limpieza de los colectores de la red de saneamiento pero, en estos últimos años, la concienciación social respecto a los temas medioambientales ha establecido nuevos objetivos en el uso de este recurso no convencional. En el 2001 la Comunidad de Madrid estaba reutilizando entre 14 y 15 hm³/año de los cuales, sin duda, el Ayuntamiento de Madrid es el que más volumen gestiona. La ciudad de Madrid espera reutilizar unos 21,7 hm³/año para el 2008 en usos municipales y completar la red de distribución a este efecto.

La Comunidad de Madrid y el Canal de Isabel II están trabajando conjuntamente en la elaboración de un Plan de Reutilización. El Canal de Isabel II por su parte, tiene diferentes proyectos de reutilización en el territorio de la Comunidad de Madrid de los que se puede destacar los 0,63 hm³/año destinados al parque temático situado en Ciempozuelos y el campo de golf de Fuente El Saz.

4) Zonas con reutilización puntual

El último escenario de la reutilización en España incluiría a aquellas zonas donde se reutiliza puntualmente con objeto de paliar una necesidad concreta sin que exista una planificación global de los recursos hídricos disponibles. Son los casos donde ni la comunidad autónoma ni el organismo de cuenca correspondiente, han incluido en su planificación la reutilización de los efluentes depurados. Es el ejemplo de Andalucía, donde se han establecido importantes actuaciones de reutilización en función de las necesidades de la actividad turística o agraria y la problemática del déficit hídrico u orografía de las zonas a tratar.

En materia de legislación, en el año 1995 la Consejería de Sanidad en Andalucía publicó unos criterios de evaluación de los proyectos de reutilización y pocos años más tarde se publicó un reglamento autonómico en el que se obligaba a los nuevos proyectos de campos de golf a contemplar la alternativa de regar con agua regenerada. Desde entonces no se ha avanzado más en este campo y se está a la espera de una reglamentación estatal incluso europea.

Las áreas más importantes en cuanto a actuaciones de reutilización en Andalucía se podrían dividir en:

- La Costa del Sol Occidental, donde se concentra una de las mayores infraestructuras turísticas de España con una amplia oferta al turismo asociado a los campos de golf.
- La Costa del Sol-Axarquía, donde los objetivos de la reutilización en usos como jardinería y agricultura entran dentro del Plan de Saneamiento integral para conseguir la depuración del 100% de las aguas y mejorar la calidad de las aguas de baño.
- El área correspondiente a la costa almeriense, donde la reutilización ha tenido sus éxitos, proyectos como el desarrollado por la Comunidad de Regantes de las Cuatro Vegas que están regenerando más de 6 hm³/año para uso agrícola, y sus probables fracasos, como lo proyectado dentro del Plan de Depuración y Reutilización integral del año 1993 para la comarca “Campo de Dalías”. En esta área se preveía la reutilización de más de 10 hm³/año para el año 2002, al encontrarse la zona, en un proceso de degradación tanto de las costas, por la calidad de los vertidos urbanos emitidos, como de los acuíferos, por intrusión marina y agotamiento de los mismos, debido fundamentalmente, a la masiva agricultura invernadero desarrollada en la zona. En la actualidad, los tratamientos de regeneración, que incluyen membranas para poder tratar los efluentes secundarios con alta salinidad, están parados.

La Costa del Sol Occidental desde los años 90, ha ido desarrollando dentro del Plan de Saneamiento, Depuración y Reutilización de la zona, y en colaboración con el MMA y la Confederación Hidrográfica del Sur, una serie de actuaciones con el objeto de depurar el 100% de las aguas residuales urbanas y tener una capacidad de reutilización de unos 20 hm³/año. Desde entonces, ha sido la empresa pública ACOSOL, S.A. la que ha realizado un meritorio esfuerzo en la gestión de estos efluentes regenerados, para poder satisfacer una demanda que se estimaba para el 2002 en aproximadamente 11 hm³/año proveniente de más de 30 campos de golf que estarían establecidos en la zona. Actualmente esta empresa está ampliando su capacidad de regeneración en las plantas de depuración que gestionan y suministra a 28 campos de golf un volumen de agua regenerada que está entre los 3 y 5 hm³/año en función de la cuantía disponible en otros recursos hídricos existentes.

2.2. TECNOLOGÍAS PARA LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

El objetivo principal de los tratamientos terciarios es la eliminación de contaminantes que perduran después de aplicar los tratamientos primario y secundario; son tratamientos específicos y costosos, que se usan cuando se requiere un efluente final de mayor calidad que la obtenida con los tratamientos convencionales. Los tratamientos terciarios suponen la consecución total o parcial de al menos uno, o varios de los siguientes objetivos: desinfección, afino de sólidos en suspensión, desalación, reducción de DBO₅ y DQO, eliminación de microcontaminantes y eliminación de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo). Las principales técnicas para la consecución de estos objetivos son:

- *Intercambio iónico*: sirve para eliminar las sales minerales presentes en un agua residual al atravesar una resina, por intercambio con otros iones (H^+ en las resinas de intercambio catiónico y OH^- en las de intercambio aniónico) contenidos en la misma.
- *Adsorción con carbón activo*: para eliminar compuestos orgánicos. Se puede utilizar en forma granular (columnas de carbón activado granular: GAC) y en polvo (PAC).
- *Procesos de oxidación*: sirven para eliminar o transformar materia orgánica y materia inorgánica oxidable. Los principales procesos de oxidación se pueden clasificar en:
 - Procesos convencionales de oxidación: se usan como oxidantes ozono, peróxido de hidrógeno, permanganato de potasio, hipoclorito de sodio, cloro y oxígeno.
 - Procesos de oxidación avanzada:
 - Combinaciones de oxidantes: $O_3 + UV$, $O_3 + H_2O_2$, $H_2O_2 + UV$, $O_3 +$ alto pH.
 - Procesos a alta temperatura y presión: oxidación con aire húmedo (WAO), oxidación en condiciones supercríticas, etc.
 - Detoxificación solar: utiliza la radiación UV solar, con catalizador de TiO_2 .
- *Procesos de reducción*: para reducir elementos metálicos en alto estado de oxidación (reducción de Cr^{6+} a Cr^{3+} mediante sulfito de sodio, tiosulfato de sodio, sulfato ferroso, etc.).

- *Precipitación química:* se basa en la utilización de reacciones químicas para la obtención de productos de muy baja solubilidad. La especie contaminante a eliminar pasa a formar parte de esa sustancia insoluble, que precipita y puede ser separada por sedimentación y filtración.
- *Procesos de membrana:* La separación con membranas abarca un amplio abanico de procesos susceptibles de suministrar soluciones tecnológicas alternativas a problemas viejos y nuevos. Permite separar fragmentos de materia desde partículas macroscópicas hasta iones y/o moléculas, empleando membranas semipermeables.
- *Desinfección:* La desinfección consiste en la eliminación de los microorganismos viables patógenos mediante el uso de compuestos químicos germicidas. Es necesario distinguir este objetivo de la esterilización, en la que se emplean agentes físicos y químicos para eliminar la totalidad de los organismos viables. Los objetivos de la desinfección de las aguas residuales son: prevenir la propagación de enfermedades, y la protección de los abastecimientos de aguas potables y usuarios de las aguas regeneradas (zonas de baño, campos de deporte, etc.). Son muchos los agentes que se pueden utilizar para desinfectar y esterilizar una masa de agua, pero en la aplicación práctica del tratamiento de aguas potables y residuales, las posibilidades se reducen a unos cuantos agentes. Por su naturaleza podemos clasificarlos en dos tipos: químicos y físicos.
 - Los compuestos químicos más empleados en el tratamiento de las aguas residuales son: dióxido de cloro, yodo, ozono e hipoclorito sódico.
 - Existen distintos agentes físicos empleados en la desinfección del agua; el más utilizado para la desinfección en el tratamiento terciario de las aguas residuales es la radiación ultravioleta.
- *Filtración:* Los procesos de filtración son muy empleados en la regeneración de las aguas residuales. Eliminan los flóculos biológicos procedentes del tratamiento secundario, así como los sólidos presentes en las aguas provenientes de procesos físico-químicos de tratamiento y de los procesos de ablandamiento con cal, etc.

Los medios filtrantes empleados corrientemente en la filtración de las aguas residuales suelen ser: arena de sílex, carbón de antracita, tierra de diatomeas, perlita y carbón

activo, en grano o en polvo. Últimamente son muy empleados los sistemas multimedia, en los que se utilizan dos o más medios filtrantes, sin embargo el medio mas utilizado es el de arena de sílex.

2.3. LA TECNOLOGIA DE MEMBRANAS EN LA REGENERACIÓN Y DEPURACIÓN DE AGUAS

En la *Figura 2.1* se muestra los principales procesos de membranas utilizadas en el tratamiento de aguas residuales así como la capacidad de separación de los mismos.

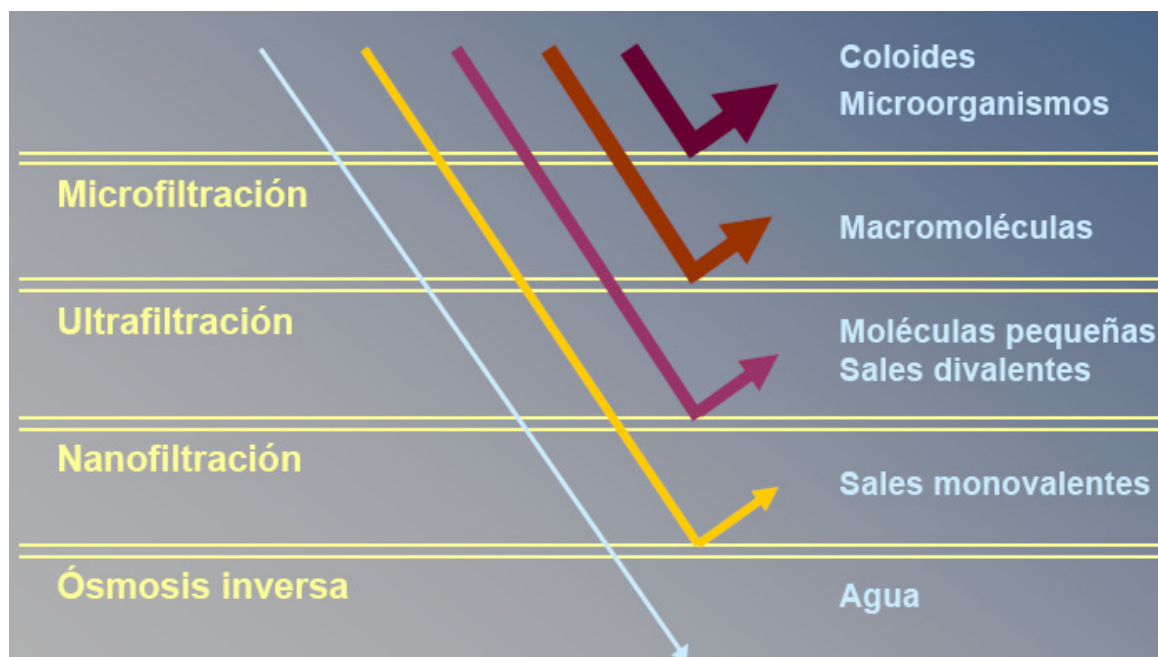


Figura 2.1. Capacidad de retención de las membranas

Como se puede observar, la diferencia entre la microfiltración, la ultrafiltración, la nanofiltración y la ósmosis inversa reside en la capacidad de separación de la membrana. En tal sentido, las propiedades de desinfección y eliminación de sólidos disueltos, materia orgánica y sales de estas membranas depende de su capacidad de retención de tales materiales debido a que las dimensiones de estos son superiores al tamaño de los poros.

En el caso de membranas de micro, ultra y nanofiltración, mediante una fuerza impulsora o presión se provoca el paso de aquellas especies químicas capaces de atravesar los poros presentes en la membrana. Para evitar, en la medida de lo posible el ensuciamiento, se realiza una filtración tangencial, mediante la cual el fluido circula paralelamente a la interfase, con objeto de evitar la colmatación de dichas membranas y prolongar su vida media.

2.3.1. USO DE LA TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS

Aunque las técnicas convencionales mecánicas dominan las separaciones líquido sólido, la regeneración por membranas está ganando aceptación en un gran número de aplicaciones. Esta tecnología ha sido aplicada en diferentes campos que van desde la biotecnología y la electrónica hasta los procesos de comida y papel. Esta aceptación se debe a diferentes factores. Primero, a diferencia de los sistemas mecánicos de separación como la centrifugación, mallas o filtración tradicional, las membranas pueden trabajar en continuo, ahorrar energía, son fácilmente escalables y combinables con otros procesos. Además, las unidades trabajan en condiciones medias de proceso sin aditivos, mientras que sus propiedades pueden acercarse a las especificaciones de los usuarios finales. En los últimos 20 años, se ha visto un incremento constante en el uso de membranas, lo que hace que sus precios sean cada vez más bajos.

Así, hoy en día se encuentran procesos de membranas en todos los sectores industriales, bien sea para la micro o ultra-filtración de partículas o bacterias en la esterilización en frío de productos alimenticios o farmacéuticos, o en la recuperación de pigmentos de pinturas, así como también en la ósmosis inversa para la desmineralización y el tratamiento de aguas, o la estandarización de la leche, como en los procesos de diálisis o electrodiálisis para reconcentrar efluentes valiosos (licores de pulpado, soda, ácidos, baños de galvanoplastia), o desulfurar gases. Las membranas permiten también separar líquidos por pervaporación o separar gases por permeación, por ejemplo para remover el hidrógeno de las corrientes de reformado o de cortes diversos de hidrocarburos.

La aplicación de la tecnología de membranas al tratamiento de efluentes procedentes de diferentes sectores industriales es numerosa. Así, existen múltiples referencias sobre experiencias a diferente escala, entre las que se puede reseñar las siguientes:

- a. *Tratamiento de efluentes de matadero de carnes rojas (Squires, 1985, Cowan, et al, 1992)*, permitiendo eliminar más del 90% de la DQO, recuperar las proteínas y grasas del concentrado para su posterior venta e incluso reutilizar el permeado para limpieza de camiones, establos, etc.
- b. *Tratamiento de efluentes de matadero de pollos (Shih, 1980)*, permitiendo eliminar el 95% de la DQO en el vertido y recuperar un concentrado que, tras su deshidratación, contenía un 23-45% de grasa y un 40% de proteína. Preconcentración de proteínas plasmáticas de sangre, posibilitando ahorros

energéticos de hasta un 75% para el posterior secado del concentrado hasta un contenido en proteína del 70-75% mediante *spray drying* (Jaouen, 1993). Existen plantas industriales para estas aplicaciones.

- c. *Concentración de rumen* (Fernando, 1980) que, junto con la sangre, es la materia que produce más contaminación. Tras un desbaste previo para eliminar el residuo fibroso, el concentrado obtenido por membranas puede emplearse para alimentación animal. Se conseguía reducir la DBO en un 95%.
- d. *En el sector pesquero*, diversos autores han empleado la tecnología de membranas, y básicamente la ultrafiltración, en el tratamiento y la valorización de efluentes de proceso (aguas de cocción, prensado y lavado) y el tratamiento y recuperación de salmueras. Entre las diferentes aplicaciones abordadas destacan las siguientes:

- Aguas de procesado de atún y sardina (Del Rosario, 1986).
- Aguas de procesado de camarón (Almås, 1985).
- Aguas de lavado de almeja (Jaouen, 1990) para obtención de productos comercializables (jugo de almeja, saborizantes...).
- Aguas de desconchado de ostras (Jaouen, 1990) para salsas, caldo y saborizante de ostras.
- Exudados de cocción de cangrejo azul (Chao, 1980) para incorporar el concentrado, una vez secado, a la línea de procesado de harina de cangrejo.
- Efluentes de fabricación de “lutefish” (Jaouen, 1990), posibilitando la reutilización de la lejía.
- Aguas de fileteado de pescado (Almås, 1985).
- Aguas de lavado para la elaboración de surimi (Green, 1984, Jaouen, 1990), para preparación de caldos nutritivos para fermentadores, suplementos para la dieta o saborizantes, además de favorecer la reutilización del agua para posteriores lavados.
- Regeneración de salmueras (Welsh, 1983, Paulson, 1984) empleadas como refrigerantes, líquidos de vehiculación de materia prima o agua de lavado y obtención de concentrados proteicos para alimentación animal.

- Exudados de arenque en salazón (*Almås, 1985*), para aprovechar el concentrado como salsa en productos finales del procesado del arenque.

e. Efluentes de harineras de pescado

- Aguas de descarga de materia prima (*Hart, 1985*), posibilitando la incorporación del concentrado al proceso de fabricación de harina.
- Aguas de cola (*Hart, 1985; Dornier, 1991*), con similar aprovechamiento.

f. En el tratamiento de efluentes del sector bebidas, los trabajos presentados hasta el momento son poco numerosos, destacando los siguientes concretamente del sector enológico:

- Nanofiltración de aguas del primer aclarado de cubas de fermentación para obtener un concentrado rico en compuestos fenólicos revalorizables.
- Revalorización de vinos excedentarios (*Escudier, 1993*), actualmente destilados, consiguiendo extractos altamente concentrados cuyas características cromáticas indicaban la estabilidad de los compuestos fenólicos en medio concentrado. Se concluía que el fraccionamiento previo a la concentración mediante tecnología de membranas permitiría abrir nuevas posibilidades de valorización de diferentes fracciones del vino (polifenoles, polisacáridos, ácidos y alcoholes) en sectores como el farmacéutico o el alimentario.
- Fraccionamiento secuencial de vinazas de vino tinto (*Chaussier, 1996*) mediante centrifugación, microfiltración, ultrafiltración y nanofiltración para separación de la fracción de levaduras, coloidal, polifenólica y alcohólica.

g. En la industria del papel y la celulosa: Debido a la creciente conciencia ecológica y a la estricta legislación las industrias del papel y la celulosa se ven forzadas a reducir su consumo de agua y reutilizar sus vertidos después de su regeneración. Normalmente el agua residual de una planta de papel es tratada biológicamente, pero puede ser que la calidad del efluente sea suficientemente

buena como para su vertido pero no para su reutilización como agua de procesamiento. Las técnicas utilizadas para regenerar dicho efluente son: la microfiltración, la ultrafiltración, la nanofiltración y ósmosis inversa.

- b. *En la industria de textil:* La industria textil utiliza el agua muy intensivamente. El agua se usa para limpiar la materia prima y para muchos pasos de limpieza con agua durante toda la producción. El agua residual producida tiene que ser limpiada de grasas, aceites, colores y otros productos químicos, que son usados durante las diversas etapas de la producción. Asimismo, no todas las plantas utilizan los mismos procesos químicos, especialmente empresas con un estándar especial (ambiental) intentan limpiar el agua usada en todos los procesos de producción. Por tanto los conceptos de tratamiento del agua pueden diferir unos de otros.

Es bastante difícil definir un estándar de calidad general para el reciclaje del agua de la industria textil debido a los diferentes requerimientos de cada fibra (seda, algodón, poliéster, etc.), a los diferentes procesos textiles (por ejemplo fregado, teñido, lavado, etc.) y a las diferentes calidades requeridas para la tela final.

La filtración por membrana parece ser la opción más adecuada comparada con otras técnicas de tratamiento de aguas residuales debido a la calidad constante del efluente, que es parcialmente o casi completamente ablandado y liberado de la coloración y de los agentes tenso activos.

- i. *Para transporte y lavado:* Para esta actividad se pueden mezclar agua residual urbana e industrial en mayor o menor proporción. No es necesaria una calidad muy apreciable para estos fines pero al menos debe darse un tratamiento secundario, en el caso de aguas residuales urbanas. Se suele usar para:

- Lavado y transporte de materias primas: carbón, azucareras,
- Transporte de residuos: cenizas en centrales térmicas
- Lavado de productos acabados o semiacabados: pastas en papeleras, productos de laminado, pieles en curtidurías,

- Lavado de gas antes de su vertido a la atmósfera: siderurgia, altos hornos, fundiciones,...

Adicionalmente, existen referencias sobre experiencias con membranas sobre efluentes del procesado de cereales, concretamente del trigo en grano y harina de trigo para la obtención de gluten y almidón (proceso Martin). Se trata de eliminar gran parte de la carga contaminante del vertido potenciando la recuperación de carbohidratos (pentosanos y β -glucanos) y de la proteína soluble (Jaouen, 1993).

2.3.2. VENTAJAS DE LA APLICACIÓN DE MEMBRANAS

Los procesos de separación y concentración mediante membranas presentan una serie de ventajas entre las que destacan las siguientes:

1. Es un proceso continuo
2. Las condiciones de operación son moderadas (normalmente se opera a temperatura ambiente, con el consiguiente ahorro energético que ello supone)
3. El consumo energético es reducido (gastos de bombeo)
4. Permiten separaciones a veces imposibles de realizar por otros medios, ya que se basan en tamaños moleculares y no en propiedades químicas
5. Se evitan los cambios químicos y térmicos que se producen en los procesos de separación convencionales (no se requieren productos químicos)
6. Presentan una gran flexibilidad y una amplia variedad de membranas disponibles
7. Se trata de sistemas modulares.
8. Presentan facilidad para la automatización del sistema.

Su principal inconveniente reside en el coste del sistema, centrado fundamentalmente en el precio de las membranas (un 20-30% del coste total de la inversión). También es necesario considerar la vida útil de las mismas, lo cual varía en función del material de fabricación y del nivel del pretratamiento, así como en el flujo de permeación que puede obtenerse en las condiciones de operación establecidas y las operaciones de mantenimiento de las membranas (limpiezas).

2.3.3. DESCRIPCIÓN DE LAS TECNOLOGÍAS DE MEMBRANAS

Las tecnologías de membranas suelen clasificarse atendiendo a su capacidad de separación, en diferentes tipos que a continuación pasamos a describir.

2.3.3.1. MICROFILTRACIÓN (MF)

La microfiltración sitúa el nivel de retención entre las 100 y 0,1 micras. Este nivel de retención asegura la retención de la totalidad de los materiales coloidales de origen mineral y/u orgánico, así como también la totalidad de los microorganismos siempre y cuando se emplea la membrana de microfiltración de tamaño de poros más pequeño. En cambio otros agentes tales como virus y, por supuesto, todas las sales disueltas, no pueden ser retenidos por el proceso de microfiltración. En la *Figura 2.2* se presenta el esquema de funcionamiento de un sistema de microfiltración.

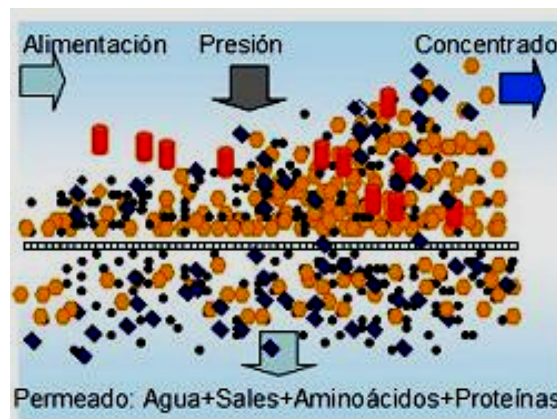


Figura 2.2 Esquema de los fenómenos de transporte en un proceso de microfiltración.

Las membranas de microfiltración pueden ser desarrolladas en diversos tipos de materiales, que a su vez pueden conformar diferentes arquitecturas de membrana, con el tamaño de poro efectivo deseado. Desde el punto de vista de los materiales, pueden citarse membranas de microfiltración cerámicas (alfa-numéricas), minerales (circonio, titanio) y poliméricas (poliamida, polisulfona, polipropileno) etc. Las membranas de microfiltración cerámicas y minerales fueron desarrolladas para aplicaciones especiales, siendo capaces de resistir todo tipo de temperaturas elevadas y agentes químicos. Se trata de elementos cuya vida útil es prácticamente ilimitada, pero por regla general sus elevados costes de inversión y de operación

(suelen operar como filtración tangencial) no las hacen aconsejables para procesos de regeneración de aguas. Desde un punto de vista práctico, para la regeneración de aguas residuales y para aplicaciones de elevado contenido en sólidos se han impuesto, de forma general, sistemas de microfiltración de membranas poliméricas configurando haces de tubulos o de fibras huecas que operan mediante filtración directa, desde fuera hacia dentro (i.e. el permeado fluye hacia el lumen de los tubulos y el sistema trabaja a presiones relativamente bajas de hasta 1,5 bar). El uso de estos sistemas es habitual a nivel industrial en el caso de que el agua regenerada deba ser desalada posteriormente mediante ósmosis inversa o nanofiltración (*Michel, 1998*).

Desde el punto de vista de la arquitectura de las membranas se pueden distinguir cuatro grandes grupos de membranas de microfiltración, según consistan en láminas enrolladas en espiral o de láminas planas apiladas en paquetes, según tengan una estructura tubular autoportante, o según conformen haces de tubulos o fibras huecas filtrantes. En cuanto al funcionamiento, debe distinguirse entre la filtración directa y la operación con un elevado flujo tangencial.

El tratamiento de aguas por microfiltración no requiere el uso de coagulantes ni floculantes. Además, las membranas de microfiltración se portan como una barrera para los microorganismos por lo que se pueden utilizar el pretratamiento para la desalación si necesidad de una previa desinfección.

El pretratamiento con un sistema de microfiltración para la ósmosis inversa o nanofiltración presenta muchas ventajas ya que puede sustituir completamente a los procesos físico-químicos utilizados convencionalmente para tal fin, reduce los costes de explotación, permite aumentar el flujo de producción de las membranas y rebaja sustancialmente el valor de SDI. Esta tecnología, junto a la posibilidad de desalación por membranas, abre nuevas e interesantes perspectivas y posibilidades a la reutilización masiva de agua residual en los países con déficit de agua.

2.3.3.2. ULTRAFILTRACIÓN (UF)

La ultrafiltración se basa, como la microfiltración, en un mecanismo de transferencia de fluido a través de una membrana bajo el efecto de la presión. La UF se emplea para separar las

materias no disueltas. La diferencia con la microfiltración se debe a que posee un diámetro de poro inferior al de las membranas empleadas que pueden llegar a las 0,01 micras, por lo que es capaz de retener moléculas cuyo peso molecular esté comprendido entre 500 y 100.000 Dalton. Su eficacia en la eliminación de virus y bacterias es muy considerable. La ultrafiltración emplea la filtración tangencial, y presiones moderadas (de 1 a 5 bares aproximadamente) (Figura.2.3).

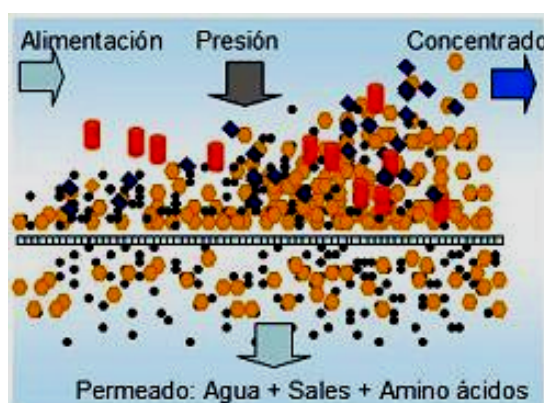


Figura 2.3. Esquema de los fenómenos de transporte en un proceso de ultrafiltración

En usos industriales la ultrafiltración habitualmente se utiliza como método de fraccionamiento, concentración y purificación: el producto puede ser el filtrado, el concentrado o incluso los dos. En la reutilización de aguas la ultrafiltración se utiliza para la eliminación de los contaminantes; en la fabricación de zumo de frutas (Gésan *et al*, 1995), para recuperar las enzimas; en la producción de cerveza y en la industria de textil para la reutilización de las aguas de lavado (Gaeta, 1992) o en la recuperación de tensioactivos. La ultrafiltración también se emplea para reducir la toxicidad de los efluentes en las fábricas de blanqueo de pasta de papel (Zaidi, 1992) e incluso su color.

Los polímeros usados en las membranas para el tratamiento de las aguas residuales urbanas incluyen la polisulfona (PS), el polipropileno (PP), poliacrilonitrilo (PAN), fluoruro de polivinilidino (PVDF), acetato de celulosa y combinaciones de estos materiales

Las membranas de ultrafiltración pueden presentarse en disposiciones diferentes según el tipo y fabricante, clasificándose éstas en los siguientes tipos:

- **Plana** con soporte tipo filtro-prensa.

- Plana de *arrollamiento en espiral*.
- *Tubular* en el interior de un tubo soporte.
- Tubular en forma de haces de *fibras huecas*.

Como todos los procesos de filtración, la UF presenta una serie de ventajas e inconvenientes, que dependen del fluido a tratar, del pretratamiento empleado y de las membranas utilizadas. Las membranas menos sensibles a las obstrucciones son las membranas tubulares, seguidas de las membranas planas y de las membranas en espiral y por último las de fibras huecas.

2.3.3.3. NANOFILTRACIÓN (NF)

Las membranas de nanofiltración son variantes de las membranas de ósmosis inversa, ya que el nivel de retención se sitúa entre 100 y 555 Daltons. Estas membranas tienen una alta selectividad y una alta capacidad de retención para los iones bivalentes (85-95%), un grado de retención aceptable para los iones monovalentes (40-70%), y rechazan compuestos orgánicos de alto peso molecular (95-99%). Estas características la hacen muy útiles para la reducción de la dureza química de las aguas de consumo debido a la presencia de altos niveles de iones calcio y magnesio. Las membranas de nanofiltración también se utilizan en la eliminación de los ácidos húmicos y fúlvicos (*Figura 2.4*).

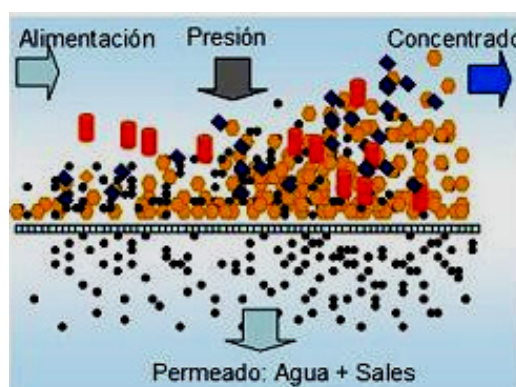


Figura 2.4. Esquema de los fenómenos de transporte en un proceso de nanofiltración

Una de las ventajas de estas membranas es que permiten operar a presiones más bajas (entorno de 7 bares) que las membranas de ósmosis inversa equivalente según la composición iónica específica del agua a tratar. La nanofiltración puede producir un permeado de algo

menor calidad que la ósmosis inversa, pero aceptable, a un coste de explotación un 30% inferior.

Durante la nanofiltración, las sustancias son rechazadas por dos mecanismos principalmente: las especies neutras son rechazadas por sus tamaños (rechazo de las moléculas mayores a 200-300 g/mol), y el rechazo de los iones inorgánicos debido a interacciones electrostáticas entre éstos y la membrana. De esta manera es posible separar sustancias orgánicas de sustancias inorgánicas monovalentes, de ahí que la nanofiltración fuera originariamente diseñada para desalar el suero. Sin embargo, actualmente el número de aplicaciones se ha ampliado bastante.

Estas membranas poseen una excelente estabilidad a largo plazo, en soluciones tales como Hidróxido de Sodio, Hidróxido de Potasio, Ácido Fosfórico y Ácido Nítrico en concentraciones del 10 % o mayor.

En la actualidad existen varios modelos comerciales de membranas de nanofiltración disponibles. En general, la mayoría de las membranas de nanofiltración son membranas compuestas, de polímeros hidrofóbicos con grupos cargados negativamente. Debido a que las membranas están cargadas negativamente, es la repulsión aniónica la que determina principalmente el rechazo o la retención salina de la solución a tratar. El grado de rechazo aumenta con la valencia del anión debido al incremento que se produce en la fuerza de repulsión con la membrana (Ej.: el rechazo de iones sulfatos es considerablemente más elevada que el rechazo de iones cloruro).

2.3.3.4. ELECTRODIÁLISIS (ED)

El descubrimiento del principio de la electrodialisis fue realizada por el bioquímico Leonor Michaelis en 1923, cuando mostró que las membranas de nitrocelulosa son permeables a iones positivos. En 1929, Karl Sollner realizó una investigación sistemática para estudiar la estructura de esas membranas y explicar el mecanismo de selectividad de tal efecto. Poco después, Sollner, en compañía de Charles Carr y Harry P. Gregor, fabricaron la primera membrana que combinaba óptimamente dos parámetros: alta selectividad y alta permeabilidad. Estos conocimientos básicos hicieron posible una tecnología de aplicación de las electromembranas en plantas de mediana y gran escala, en el tratamiento de aguas de todo tipo y otras aplicaciones en la fisicoquímica y biomedicina.

En un artículo del Scientific American (Julio, 1978), Harry P. Gregor y Charles D. Gregor afirmaron que todos los procesos de aplicación industriales de membranas tienen una contrapartida biológica, pero que esas membranas sintéticas no se aproximan a las biológicas en velocidad de separación, compactación, selectividad y eficiencia.

La electrodiálisis es un tratamiento de separación por membranas selectivas, las cuales permiten el paso de los iones, pero no del agua, basando en la aplicación de un campo eléctrico.

Si un líquido rico en iones es sometido a un campo eléctrico por medio de dos electrodos entre los que se aplica una diferencia de potencial eléctrico continuo se origina una corriente que atraviesa la solución, la cual, a su vez da lugar a una migración de iones, los cationes se desplazan hacia el electrodo negativo (ánodo) mientras que los iones hacia el electrodo positivo (cátodo). Si se coloca entre los electrodos una serie de membranas de diálisis selectiva (unas negativas, permeables a los cationes únicamente, y otras positivas, permeable, a los aniones alternativamente) como se indica en la *Figura 2.5*, se limita la migración de los iones, ya que los aniones no pueden atravesar las membranas negativas ni los cationes las membranas positivas.

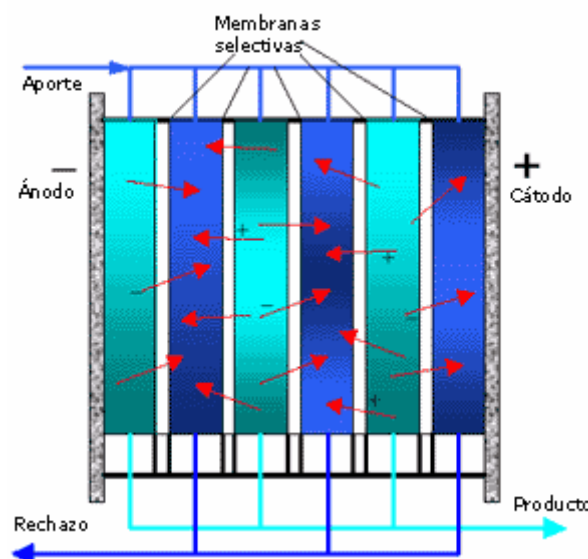


Figura 2.5. Dibujo esquemático de un apilamiento de membranas permeoselectivas ensambladas como una unidad electrodiálisis.

Por lo tanto, este procedimiento permite una desmineralización del agua. Por el contrario, las moléculas no ionizadas (especialmente, compuestos orgánicos) y los coloides permanecen en

el agua tratada. Las eliminaciones de sales disueltas varían con: la temperatura de la solución a tratar, la corriente eléctrica, el tipo y cantidad de iones presentes, la selectividad de la membrana, el potencial de producir obturaciones e incrustaciones de la solución a tratar, los caudales a tratar y el número y configuraciones de las etapas.

El principal campo de la electrodialisis es la producción de agua potable a partir de agua salobre poco mineralizada (0,8 a 2 g/L), campo en el que se encuentra en competencia con la ósmosis inversa. Tiene, por otra parte, una aplicación interesante en desalación de aguas regeneradas.

2.3.4. OSMOSIS INVERSA (OI)

Las membranas de ósmosis inversa actúan como una barrera permitiendo el paso selectivo y controlado de ciertos componentes y rechazando otros en la mezcla. Así, o bien el producto o bien el rechazo se enriquecen en uno o más componentes. El papel de membrana puede ser desempeñado por cualquier *“región que actúe como una barrera permitiendo el paso exclusivo y/o de forma controlada de una o más especies a través de ella”*. El uso del término *“región”* elimina de la definición a las interfases ordinarias. De esta forma, la interfase entre dos líquidos inmiscibles, o entre un gas y un líquido, o entre un gas y un sólido, no se consideran habitualmente como membranas. En la *Figura 2.6* se muestra un esquema básico del funcionamiento de un sistema de separación por membranas de ósmosis inversa.

Los procesos de separación por membranas de ósmosis inversa mostrado en la *Figura 2.7*. trabajan según el principio de flujo. Una bomba transporta el flujo de alimentación tangencialmente sobre la membrana. Una válvula de presión en la parte del retenido genera la presión necesaria; el permeado sale generalmente sin presión (a excepción, en ocasiones de estrangulamiento de permeado). Las membranas, generalmente de polímeros compuestos, son una barrera para las diferentes materias disueltas / solubles, primero debido al tamaño de las moléculas, pero también por la carga y solubilidad. Los procesos que trabajan con presión se diferencian esencialmente por su campo de separación (*Gustav, 2001*).

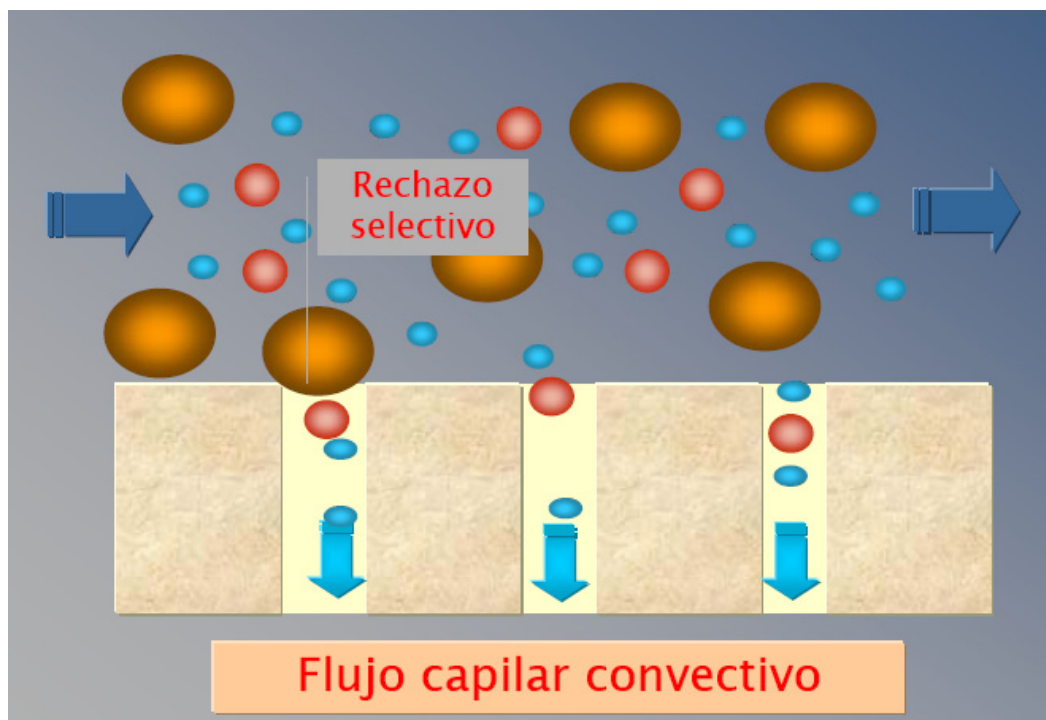


Figura 2.6. Esquema básico del fundamento operativo de sistemas de separación por membranas

2.3.4.1. HISTORIA DEL DESCUBRIMIENTO DE LA OSMOSIS

El descubrimiento del fenómeno osmótico y los primeros estudios al respecto están unidos a la historia de la creación de las ciencias del siglo XIX: la biología, la química y la fisicoquímica. El descubrimiento de la ósmosis es anterior al de la difusión, antecedita ésta a su vez, por un mundo reinante de confusiones. La primera luz es dada en 1748 por J. A. Nollet (1700-1770) cuando era profesor de física experimental en la Universidad de Navarra. Nollet obtuvo una membrana de vejiga animal, colocando alcohol de un lado y agua del otro, y observó que el agua fluía a través de la vejiga para mezclarse con el alcohol, pero de ninguna manera el alcohol se mezclaba con el agua. Lo que Nollet descubrió fue la existencia de membranas semipermeables, ya que permitían el paso de uno de los componentes de una solución y evitaba la difusión de otros. Generalmente a la sustancia capaz de atravesar una membrana se le llama solvente de una solución, y la que no puede fluir a través de ella es conocida como soluto. El descubrimiento de la ósmosis en membranas semipermeables fue realizado por Henri Dutrochet (1776-1847), considerado como uno de los grandes fisiólogos del siglo XIX, quien también tiene relación con las primeras observaciones que condujeron al descubrimiento de la fotosíntesis. Dutrochet profesó la creencia de que las leyes fundamentales de la física y de

la química explicaban todos los procesos básicos de la vida. Aseguraba que debía haber similitudes en los procesos físicos y químicos de todos los organismos, fueran plantas o animales; “-esto debía ser, -decía él, -para hacer posibles las explicaciones a partir de principios fundamentales.

Dutrochet descubrió el fenómeno de la ósmosis cuando observó que la difusión del solvente a través de una membrana semipermeable ocurría siempre de la solución de menor concentración de un soluto, que no puede pasar, hacia la solución de mayor concentración; además, el solvente que fluye es capaz de desarrollar una presión sobre la membrana a la que denominó presión osmótica. Dutrochet construyó el primer dispositivo experimental para observar la presencia de la presión osmótica. Este descubrimiento lo dio a conocer en 1828 cuando declaró: “Este descubrimiento que he hecho pertenece a una clase nueva de fenómenos físicos que sin duda alguna intervienen fuertemente en los procesos vitales”. No obstante la importancia de este descubrimiento, la medida cuantitativa de la presión osmótica fue elaborada 50 años más tarde, en 1877, por el botánico Wilhelm Pfeffer (1845-1920).

Curiosamente, y a pesar de los antecedentes fisiológicos bien conocidos de la ósmosis, Pfeffer no utilizó en sus experimentos membranas biológicas sino artificiales, preparadas en el laboratorio por medio del depósito de un electrolito, de ferrocianuro de cobre sobre un dispositivo poroso. En ese entonces, las membranas artificiales habían sido descubiertas por Troube en 1867 y usadas extensivamente entre 1870 y 1920. Con estas membranas se consiguieron medidas aceptables de la presión osmótica de soluciones de azúcar y de algunas moléculas orgánicas, lográndose presiones osmóticas de un poco más de 200 atmósferas.

J. H. Van't Hoff (1852-1911) fue quien aventuró una interpretación comparativa de la presión osmótica con la presión ejercida por un gas. De esta forma, el estudio de la ósmosis se escapa de las manos de los fisiólogos y cae en las de los fisicoquímicos. Primero Van't Hoff y luego Josiah Willard Gibbs (1839-1903) contribuyeron a dar unidad a la teoría de las soluciones que incorpora el comportamiento osmótico como una de las propiedades de las soluciones. Esta teoría también integra los trabajos realizados por Raoult entre los años de 1875 y 1890. Tales ideas sobre la interpretación de la presión osmótica ganaron gran popularidad. Sin embargo, fueron abandonadas por la comunidad científica a principios del siglo XX por considerarse erróneas. La presión osmótica no es el resultado del choque de las moléculas de la sustancia disuelta contra un tabique poroso, sino que su interpretación debe apreciarse como la presión necesaria para compensar un déficit energético que se produce por la disolución espontánea

del soluto en el solvente. Esta explicación apareció cuando los trabajos de Van't Hoff quedaron entendidos dentro del formalismo de la teoría termodinámica química dada por Gibbs (*Del Castillo, 1997*).

El primer intento de utilizar la “ósmosis inversa” para desalar agua fue llevado a cabo entre 1953 y 1959 por C.E. Reid y J.E. Breton en la Universidad de Florida los cuales fabricaron varias membranas sintéticas que presentaban un alto porcentaje de rechazo salino. Aunque C.E. Reid ha sido reconocido como el inventor de la “ósmosis inversa”, el primer gran avance en este terreno tuvo lugar el año 1960 por Loeb y Sourirajan, con la puesta a punto de membranas semipermeables, de acetato de celulosa. A partir del año 1962, en la Universidad de Los Ángeles, California (UCLA), se construyeron y ensayaron las primeras plantas piloto. El 4 de Junio de 1965 el agua suministrada por una de las plantas piloto se incorporó a la red de agua potable de la ciudad de Coalinga (California), siendo la primera planta del mundo que suministró agua potable utilizando este proceso.

En 1963 H.I. Mahon fabricó una membrana de fibra hueca de acetato de celulosa y, al año siguiente, R. Riley, gracias a las imágenes facilitadas por el microscopio electrónico de transmisión, puso de manifiesto la existencia de una capa superficial extremadamente densa y fina en las membranas de acetato de celulosa fabricadas según la técnica de Loeb y Sourirajan. En el mismo año P.S. Francis estableció el concepto de membrana compuesta de capa fina y U. Merten propuso las expresiones matemáticas que gobiernan los flujos de soluto y disolvente en la “ósmosis inversa”.

La investigación en este campo sufrió un nuevo impulso en 1968, cuando J. Westmoreland y, posteriormente, D.T. Bray inventaron y patentaron la configuración espiral para los módulos. En 1971 H.H. Hoehn y J.E. Richter patentaron una membrana de fibra hueca fabricada con una poliamida aromática. Esta membrana ofreció una serie de ventajas sobre las tradicionales membranas de acetato de celulosa, las cuales habían sido desarrolladas y comercializadas a principios de los 60. Las ventajas más importantes consistieron en el aumento en el rechazo de los sólidos y compuestos orgánicos disueltos, el incremento de la productividad, el uso de presiones de operación más bajas, una gran estabilidad estructural, y la capacidad de producir de dos a tres veces más cantidad de agua purificada por unidad de área que las membranas de acetato de celulosa. Las primeras plantas industriales que permitieron obtener agua potable a partir de un agua de mar con este proceso, en un solo paso, se instalaron en la segunda mitad de la década de los años setenta. En 1981 se produjo otro considerable adelanto con la puesta

a punto por parte de J.E. Cadotte, de la técnica de policondensación interfacial de membranas compuestas de capa fina (TFC) fabricadas con una poliamida totalmente aromática. Como resultado de todo esto, las membranas de poliamida TFC (Thin Film Composite) incrementaron rápidamente su presencia en el creciente mercado de las membranas de ósmosis inversa (*Petersen, 1986*).

El mercado de las tecnologías de membrana ha aumentado desde los 363 millones de dólares en 1987 hasta los más de 1 billón de dólares en el año 1997. Aproximadamente un 40% de las ventas de membranas están destinadas para su aplicación en el tratamiento de aguas de consumo y aguas residuales; otro 40% se destina a procesos relacionados con la industria alimenticia y de bebidas combinados con aplicaciones farmacéuticas y médicas; y el resto de las ventas se destina a otros usos como son su utilización en otros procesos químicos y en la industria de producción de gas.

Este variado número de aplicaciones proyectaban ventas de unos 50.000 millones de Euros entre los años 2004 y 2008, confirmando que las tecnologías de membranas son actualmente bien aceptadas y de un coste económico razonable, confiriéndole extraordinarias ventajas sobre los anteriores sistemas de separación. Su expansión en aplicaciones medioambientales está aumentando con la existencia de un mercado más competitivo, la implantación de regulaciones medioambientales más exigentes, un rango más amplio de aplicaciones de membranas, y la disponibilidad de nuevos materiales con las que pueden ser fabricadas.

Una de las causas de estos avances significativos está en el aumento en el conocimiento de las condiciones básicas de operación y de los diseños prácticos que están disminuyendo las incertidumbres en las licitaciones y etapas de diseño. Se han realizado progresos significativos en el conocimiento del ensuciamiento producido en las membranas de presión durante el tratamiento de efluentes líquidos. Los principales esfuerzos en investigación en las tecnologías de membranas se centran en el empleo de nuevos materiales y polímeros.

El ámbito de aplicación de éstas se amplía, y los costes se reducen por medio del desarrollo de membranas que tienen menores espesores, mejoras en la estabilidad de éstas frente a valores de pH y temperaturas extremas, y a una mayor compatibilidad a los oxidantes químicos como el cloro (*Wiesner, 1999*).

La ósmosis inversa elimina del orden del 99% de los metales pesados y entre el 90 y el 99% de los contaminantes orgánicos dependiendo de su naturaleza y peso molecular. El agua obtenida con este proceso cumple generalmente con las necesidades más exigentes.

Aunque las más recientes investigaciones están dirigidas a la producción de una membrana y sistema de membranas ideal, muy pocos esfuerzos se están realizando en la estandarización de los sistemas, necesaria para incrementar la posibilidad de intercambio entre las membranas y los sistemas de membranas producidos por los diferentes fabricantes.

2.3.4.2. ASPECTOS FUNDAMENTALES DE LA ÓSMOSIS INVERSA

Desde hace mucho tiempo se sabe el papel que desempeña la ósmosis en los organismos vivos, así como el movimiento osmótico que se realiza en circunstancias particulares, pero no podemos explicar por qué ocurre el proceso de la ósmosis. Su presencia en los fenómenos biológicos relaciona una "función" y un "órgano" a nivel celular. La función es la ósmosis misma, el órgano es una membrana que la hace posible. Los conocimientos científicos relacionados con el fenómeno de la ósmosis están comprendidos en la rama de la fisicoquímica, y en particular en el tema de las soluciones. La ciencia que describe estos hechos es por excelencia la termodinámica de equilibrio y la lineal de procesos irreversibles. En efecto, la termodinámica de equilibrio describe la presión osmótica y la define como la presión requerida para mantener un sistema en estado de equilibrio. Es importante hacer notar que el concepto de presión osmótica ha cobrado realidad en el laboratorio y no en la naturaleza, porque los sistemas biológicos no son de equilibrio y generalmente realizan acciones transitorias en las que se realizan los procesos eficientemente. La descripción formal de la ósmosis se referirá más bien a un modelo muy simplificado en el laboratorio y no a una situación general de la naturaleza. Es decir, los sistemas biológicos son mucho más complicados que como se estudian en los cursos ordinarios de biofísica y de bioquímica, lo cual no debe desalentarnos ya que es a través de modelos como el hombre de ciencia describe a la naturaleza (*Del Castillo, 1997*)

La ósmosis inversa es una técnica empleada en multitud de procesos industriales donde se necesita agua de gran calidad. Entre otros usos podemos destacar los siguientes: obtención de agua ultrapura para laboratorio y para la industria de microelectrónica, agua libre de pirógenos para usos farmacéuticos, desalación de agua de mar, eliminación de color, dureza, precursores

de trihalometanos, nitratos y productos tóxicos y carcinogénicos en aguas potables (Figura 2.7), obtención de agua para refrigeración en plantas térmicas y nucleares, regeneración de aguas residuales urbanas, etc.

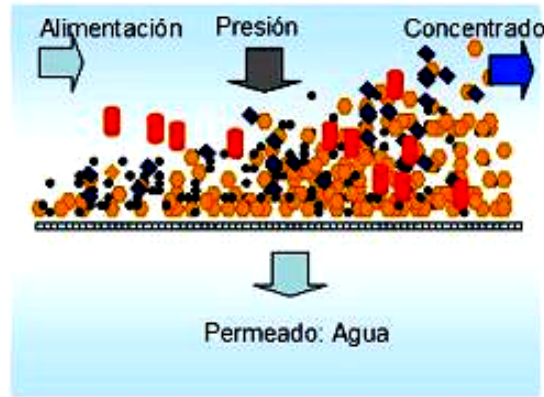


Figura 2.7. Esquema de los fenómenos de transporte en un proceso de ósmosis inversa

Existen algunas características importantes que hacen que la ósmosis inversa se haya convertido en la actualidad en la principal tecnología utilizada en la desalación de aguas. Entre éstas podemos destacar: los bajos consumos energéticos en comparación con otros procesos (Ej.: destilación), la simplicidad de diseño, la disponibilidad de numerosos fabricantes, etc.

La ósmosis se define como el transporte espontáneo de un disolvente desde una disolución diluida (A) a una disolución concentrada (B), a través de una membrana semipermeable ideal que impide el paso de soluto pero permite el paso del disolvente (Figura.2.8).

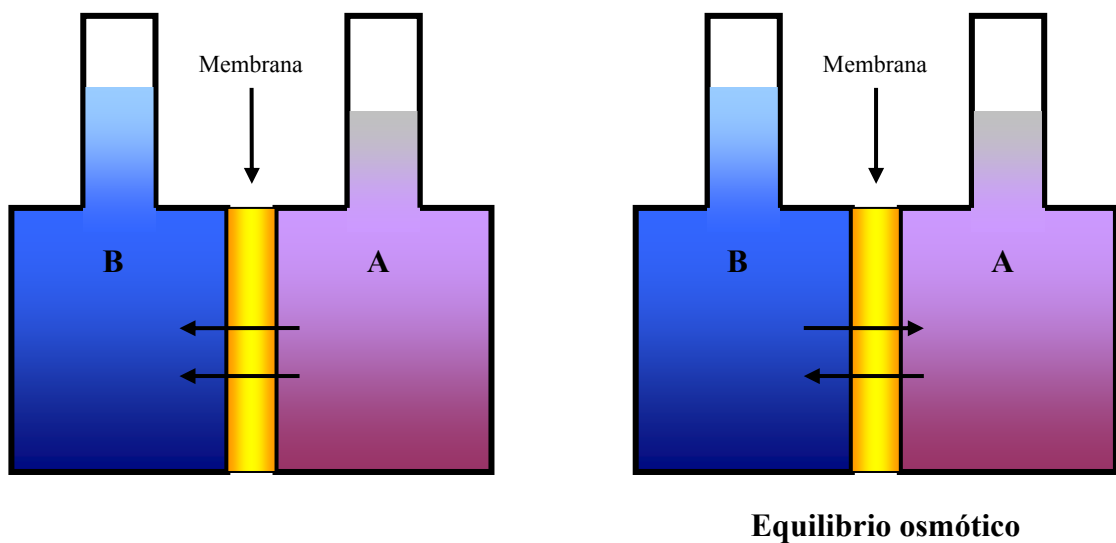


Figura 2.8. Proceso de ósmosis natural.

Si la solución A fuese de agua pura ($C_1 = 0$), a la diferencia de alturas que existiría entre ambos compartimentos cuando se alcanzase el equilibrio, se le llamaría “presión osmótica” de la solución B. En el equilibrio, la cantidad de disolvente que pasa en ambas direcciones es la misma. Si la membrana es idealmente semipermeable, la presión osmótica es una propiedad de la solución solamente. Por lo tanto, la presión osmótica debe ser considerada como una diferencia real, expresable como presión, que existe entre la naturaleza de la solución y el disolvente puro (Weber, 1979).

Este proceso es reversible si se aplica una presión sobre la solución salada mayor que la presión osmótica; el flujo se invierte, y al quedar retenido el soluto en la membrana solo pasa el agua a través de ésta. Este proceso es la base de la ósmosis inversa con la cual, por la aplicación de una presión superior a la osmótica, se puede obtener agua desalada a partir de una solución concentrada de sales, tal y como se refleja en la *Figura.2.9*.

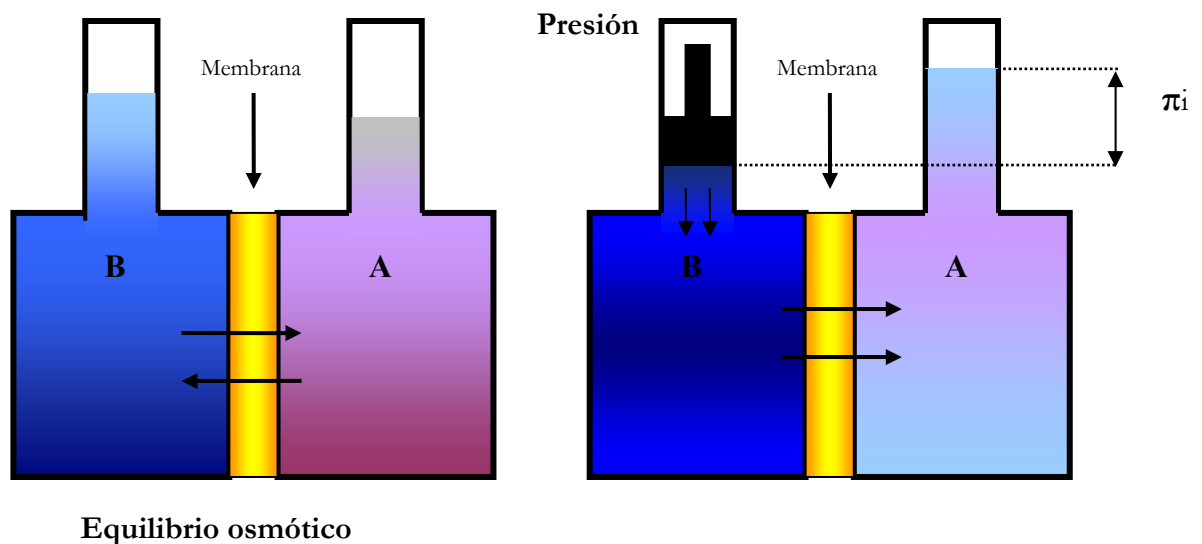


Figura 2.9. Proceso de ósmosis inversa

2.3.4.3. CONCEPTOS BÁSICOS DE LOS PROCESOS DE MEMBRANAS

Desde el punto de vista industrial, el proceso se desarrolla como muestra de forma simplificada la *Figura 2.10*.

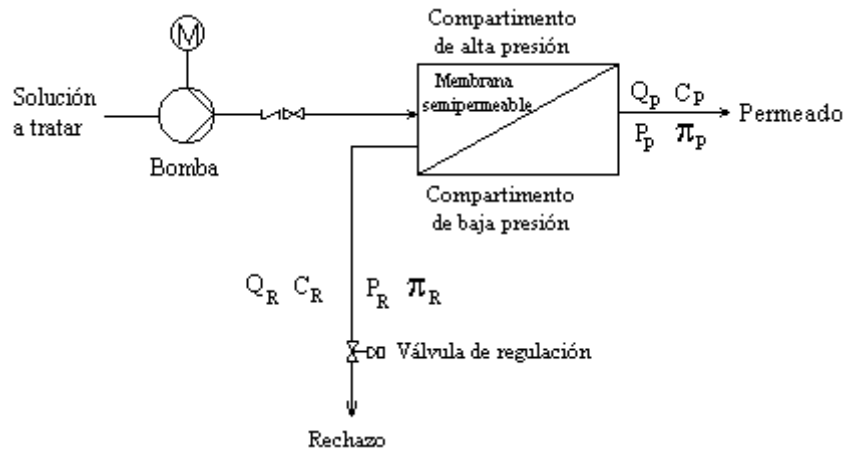


Figura 2.10. Esquema del proceso industrial de la ósmosis inversa (Fariñas, 1999).

a) *Corriente de alimentación.* Es la solución que llega a las membranas de ósmosis inversa. También se llama “aporte”, “solución de aporte”, “solución a tratar” o “alimentación”. La nomenclatura que se utiliza para esta solución es:

- Caudal: Q_a
- Concentración: C_a
- Presión hidráulica: P_a
- Presión osmótica: π_a

b) *Permeado.* Es la solución que se obtiene al otro lado de la membrana, después de atravesarla. También se le suele llamar “producto”. La nomenclatura utilizada es:

- Caudal: Q_p
- Concentración: C_p
- Presión hidráulica: P_p
- Presión osmótica: π_p

c) *Rechazo.* Es una solución más concentrada que la de aporte, siendo aquella que no puede atravesar la membrana. También se le suele llamar “concentrado” o “salmuera de rechazo”. La nomenclatura utilizada es:

- Caudal: Q_R
- Concentración: C_R
- Presión hidráulica: P_R

- Presión osmótica: π_R

d) *Coefficiente de permeabilidad*. Es el volumen de disolvente (agua) que atraviesa la membrana por unidad de superficie, unidad de tiempo y unidad de presión, a temperatura y salinidad determinadas y constantes. Suele medirse en $\text{m}^3/\text{día} \cdot \text{bar}$ o por flujo específico, $(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día} \cdot \text{bar})$. Se representa por A.

e) *Porcentaje de recuperación*. Es el cociente, expresado en tanto por ciento, entre el caudal de permeado y el caudal de aportación que llega a las membranas. Se representa por Y.

$$Y = 100 \cdot \frac{\text{Caudal de permeado}}{\text{Caudal de aportación}} = 100 \cdot \frac{Q_p}{Q_a} \quad [2.1]$$

También se le suele llamar “factor de conversión”. Si una planta trabajase con un porcentaje de recuperación del 75%, querría decir que por cada 100 m^3/h de solución de aporte que llegase a las membranas se obtendrían 75 m^3/h de permeado y 25 m^3/h de rechazo. Se llama “conversión” al porcentaje de recuperación expresado en tanto por uno. Se representa por “y”.

$$y = \frac{Q_p}{Q_a} \quad [2.2]$$

f) *Porcentaje de rechazo de sales*. Es el cociente, expresado en tanto por ciento, entre la concentración de la solución de aporte menos la de permeado y la concentración de la solución de aporte. Se representa por R.

$$R = 100 \cdot \frac{C_a - C_p}{C_a} \quad [2.3]$$

El rechazo en tanto por uno es:

$$r = \frac{C_a - C_p}{C_a} = 1 - \frac{C_p}{C_a} \quad [2.4]$$

De donde se deduce que:

$$C_p = (1 - r) \cdot C_a \quad [2.5]$$

g) *Porcentaje de paso de sales*. Es el cociente, en tanto por ciento, entre la concentración de sales en el permeado y en la solución de aporte. Se representa por P_s .

$$P_s = \frac{100 \cdot C_p}{C_a} \quad [2.6]$$

El paso de sales en tanto por uno es:

$$p = \frac{C_p}{C_a} \quad [2.7]$$

Sustituyendo valores en la *ecuación 2.4* se obtendría:

$$r = 1 - p \quad [2.8]$$

Con la *ecuación 2.5* quedaría:

$$C_p = p \cdot C_a \quad [2.9]$$

h) *Factor de concentración*. Es el número de veces que se concentran las sales en el rechazo de la ósmosis inversa. Su valor es igual al cociente entre las concentraciones de sales en el rechazo y en la solución de aporte.

$$F_c = \frac{C_r}{C_a} \quad [2.10]$$

Transferencia de materia y modelos de transporte a través de membranas de Ósmosis Inversa

En cada tipo de membrana, el mecanismo de separación es diferente, jugando en general un papel importante las interacciones moleculares entre la membrana y los fluidos. Los fenómenos de transporte resultantes ocurren a una escala de un orden de magnitud igual al de la distancia característica de las interacciones físico-químicas. Por ejemplo, el diámetro medio del poro de una membrana de ultrafiltración, el radio de Stokes de una proteína y el espesor de Debye de la doble capa eléctrica que se establece en las interfases sólido-líquido, tienen todos ellos valores de unos pocos nanómetros. En el caso de una membrana de nanofiltración los

poros suelen ser de tamaño inferior a 1 nm, del orden, por tanto, de los radios de Stokes iónicos y claramente por debajo de las longitudes de Debye correspondientes. Esto, todavía es mucho más claro en el caso de las membranas de ósmosis inversa.

Existe una gran relación entre el proceso de fabricación de las membranas, en muchos casos de forma artesanal, y la modelización del comportamiento de éstas. De hecho, la realización de un buen modelo puede llevar a la predicción del comportamiento de las membranas, lo que conlleva a la mejora de los criterios de diseño de las membranas.

Los modelos de transporte para membranas de ósmosis inversa han sido derivados a partir de dos aproximaciones generales independientes. La primera está formada por aquellos modelos basados en el no equilibrio o termodinámica irreversible, en los cuales la membrana es considerada como una caja negra. En este caso no es necesaria información relativa a los mecanismos de transporte. En la segunda aproximación, se asumen algunos mecanismos de transporte y de acuerdo con esto, los flujos del soluto y disolvente, son relacionados con las fuerzas que existen en el sistema. Por este motivo en este método, están implicados en los mecanismos de transporte las propiedades físico-químicas de las membranas (porosidad, tortuosidad, tamaño de poro) y las disoluciones (difusividad) (Otero *et al.*, 2005).

El primer modelo práctico basado en la termodinámica irreversible, fue el método lineal desarrollado por Keden y Katchalsky (1958) para la transferencia de no electrolitos a través de membranas. La extensión a disoluciones de electrolitos es simple y sencilla. Para elevados flujos de permeado y altos gradientes de concentración, el método anterior no es válido por lo que Spliegler y Kedem (1966), desarrollaron un método no lineal, que describe mejor los resultados experimentales.

Dentro de los modelos pertenecientes a la segunda aproximación, que implica mecanismos de transporte, podemos citar el modelo de **Disolución-Difusión** (Solution-Diffusion Model, SDM), desarrollado por Lonsdale *et al.* (1965). En dicho modelo se asume que tanto el soluto como el disolvente, se disuelven en la superficie de la membrana y son transportados por mecanismos de difusión bajo un gradiente de potencial químico (Otero *et al.*, 2005).

Las membranas asimétricas y compuestas (TFC) tienen una capa activa muy delgada de espesor variable entre 0.1 y 0.01 micras, que es la responsable de su capacidad de separación así como de la resistencia al flujo. Por este motivo las ecuaciones de transporte se refieren a

dicha capa activa. El modelo de transporte usado en tales membranas es el modelo desarrollado por Merten (1966) (Finely-Porous Model, FPM). Dicho modelo es una extensión del modelo que combina difusión y flujo viscoso.

Existen varias teorías que explican y describen el transporte de disolvente (agua pura) y de soluto (sales) a través de una membrana semipermeable, teniendo cada una su campo de utilización. Para las membranas de ósmosis inversa, el modelo utilizado habitualmente es el de la “solución-difusión”. Según este modelo, cada componente de la solución a tratar se disuelve en la membrana según las leyes de distribución y equilibrio conocidas, difundándose a continuación a su través debido a las diferencias de concentración y de presión existentes a ambos lados de la membrana. La difusión del agua y de las moléculas polares a través de la membrana sería el resultado de un mecanismo de formación y destrucción de “puentes de hidrógeno” entre el agua o las moléculas polares por una parte y los grupos hidrófilos de la membrana por otra y, por la acción de un gradiente de energía, también llamado potencial químico, producido por la diferencia de presión. Una variante de esta teoría y que se conoce con el nombre de “sorbción preferencial de flujo capilar”, utiliza consideraciones termodinámicas entre la membrana y las moléculas de la solución para explicar cuantitativamente el paso selectivo de estas moléculas.

La figura siguiente (*Figura 2.11*) refleja el modo de paso del disolvente a través la membrana de ósmosis inversa.

En contraste con el modelo de disolución-difusión, el modelo preferencial, **Preferential Sorption-Capillary Flow Model**, (modelo PS-CFM) propuesto por Sourirajan, ha sido descrito con detalle por Kimura and Sourirajan (1967) entre otros, para ser aplicado a membranas de acetato de celulosa (CA) y por Dickson y sus colaboradores entre el año 1975 y 1976 para membranas de poliamida aromática (AP). En el mecanismo de separación mediante ósmosis inversa de acuerdo con este modelo, influyen tanto fenómenos superficiales, como transporte de fluidos bajo presión a través de los poros capilares de la membrana. Por este motivo afecta al mecanismo de separación tanto la naturaleza química de la capa superficial, como el tamaño y número de poros de la misma. Este modelo está basado en un modelo generalizado de flujo capilar que implica difusión en el poro para el trasporte de soluto, flujo viscoso para el trasporte de agua y teoría de película para la capa límite. Otero y sus colaboradores estudiaron el comportamiento de membranas compuestas de ósmosis inversa de última generación (TFC), aplicando diversos modelos (*Otero et al., 1997*).

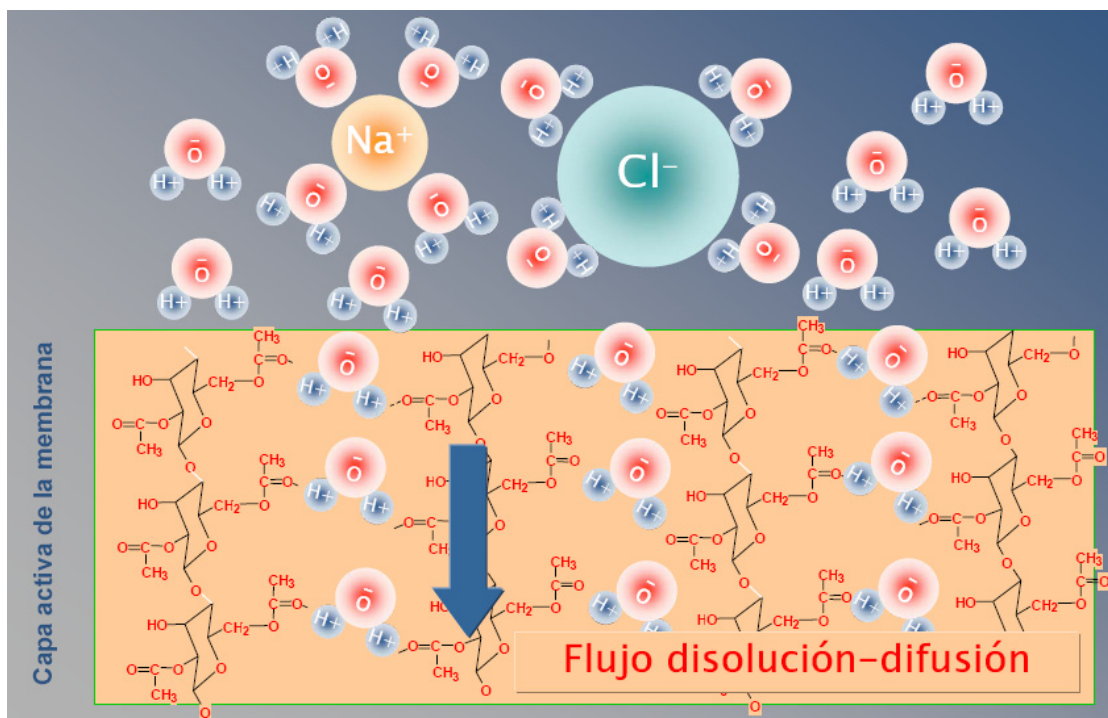


Figura 2.11. Paso del disolvente a través una membrana de ósmosis inversa de acetato de celulosa.

Fuerzas básicas del proceso de ósmosis inversa

Las principales fuerzas que intervienen en el paso del disolvente y del soluto a través de la membrana son:

- ☞ Disolvente: gradiente de presiones.
- ☞ Solutos: gradiente de concentración.

a) Transporte de disolvente

La presión osmótica, π_i , es una propiedad termodinámica de la solución y está relacionada con la fracción molar del disolvente, X_{B_1} , a través de la expresión siguiente:

$$\pi_i = - (RT/V_B) \ln X_{B_1} \quad [2.11]$$

La diferencia de presión osmótica, $\Delta\pi$, a través de la membrana está relacionada directamente con la diferencia de concentración entre ambas caras de la membrana, $C_{A1} - C_{A2}$:

$$\Delta\pi = f(C_{A1} - C_{A2}) \quad [2.12]$$

Para describir el flujo de permeado a través de la membrana debemos considerar las fuerzas conductoras del proceso: *la presión neta aplicada*, que es la diferencia de la presión aplicada y la presión osmótica de la solución, y *la concentración de las sales*. La primera conlleva el flujo de disolvente y la segunda el flujo de soluto. Experimentalmente se comprueba que el flujo de disolvente es proporcional al gradiente de presión efectiva a través de la membrana, es decir, a la diferencia entre la variación de la presión osmótica y la variación de la presión externa aplicada. La ecuación que describe el proceso es:

$$J_a = A (\Delta P - \Delta \pi) \quad [2.13]$$

Donde:

J_a : Flujo de disolvente ($\text{m}^3/\text{día} \cdot \text{m}^2$).

A : Coeficiente de permeabilidad de disolvente ($\text{m}^3/\text{día} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{bar}$).

ΔP : Diferencia de presiones hidráulicas entre ambos lados de membrana ($P_a - P_p$) (bares).

$\Delta \pi$: Diferencia de presiones osmóticas entre ambos lados de la membrana ($\pi_a - \pi_p$) (bares).

$(\Delta P - \Delta \pi)$: Gradiente de presión efectiva a través de la membrana (bares).

El transporte de disolvente a través de la membrana a temperatura constante, puede ser también expresado de otra forma como lo describe la siguiente ecuación:

$$J_a = A (\Delta P - \Delta \pi) \cdot S / h_m \quad [2.14]$$

Donde:

h_m : Grosor de la membrana (μm)

S : Área superficial de la membrana (m^2).

A : Coeficiente de permeabilidad de disolvente y viene dado por:

$$A = A_0 \cdot K_r \cdot K_c \cdot K_e \quad [2.15]$$

Donde:

A_0 : Coeficiente de la permeabilidad de la membrana al solvente en la condiciones de prueba.

K_t : Coeficiente de corrección que depende de la temperatura de funcionamiento. Tiene en cuenta la variación de viscosidad.

K_c : Factor de compactación. Tiene en cuenta el grado de compactación en que se encuentra la membrana.

K_e : Factor de ensuciamiento. Tiene en cuenta el grado de ensuciamiento de la membrana.

Como muestra la ecuación 2.14, el coeficiente de permeabilidad al disolvente (A) depende principalmente de la presión de operación, de la temperatura del sistema, del estado de compactación de la membrana, de su factor de polarización y del grado de ensuciamiento (Fariñas, 1999).

b) Transporte de soluto

El paso de soluto a través de la membrana de ósmosis inversa viene expresado de la manera siguiente:

$$J_s = J_a \cdot C_p \quad [2.16]$$

$$J_s = B \cdot (C_m - C_p) + M \cdot J_a \cdot C_m \quad [2.17]$$

$$J_s = B \cdot \Delta C + M \cdot J_a \cdot C_m \quad [2.18]$$

Donde:

J_s : Flujo de soluto (Kg/día.m²).

J_a : Flujo de solvente (m³/ día.m²).

C_p : Concentración de soluto en el permeado (Kg/m³).

C_m : Concentración del soluto en la superficie de la membrana (Kg/m³).

B : Coeficiente de permeabilidad de la membrana de soluto (m³/día.m²).

M : Coeficiente de acoplamiento (adimensional).

ΔC : Gradiente de concentración a través de la membrana (Kg/m³).

Como viene reflejado en la ecuación 2.18 la transferencia del soluto a través de la membrana se debe a una combinación de arrastre producido por el disolvente ($M \cdot J_a \cdot C_m$) y difusión molecular y es proporcional al gradiente de concentración a través de la membrana ($B \cdot \Delta C$).

Dividiendo la ecuación 2.17 entre la ecuación 2.13, se obtiene la siguiente ecuación :

$$C_p = J_s/J_a = [B. \Delta C/A. (\Delta P - \Delta \pi)] + M. C_m \quad [2.19]$$

Esta última ecuación indica que la concentración del soluto en el permeado es inversamente proporcional al gradiente de presiones efectivas a través de la membrana y directamente proporcional al gradiente de concentración a través de la misma.

2.3.4.4. CLASIFICACIÓN DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA

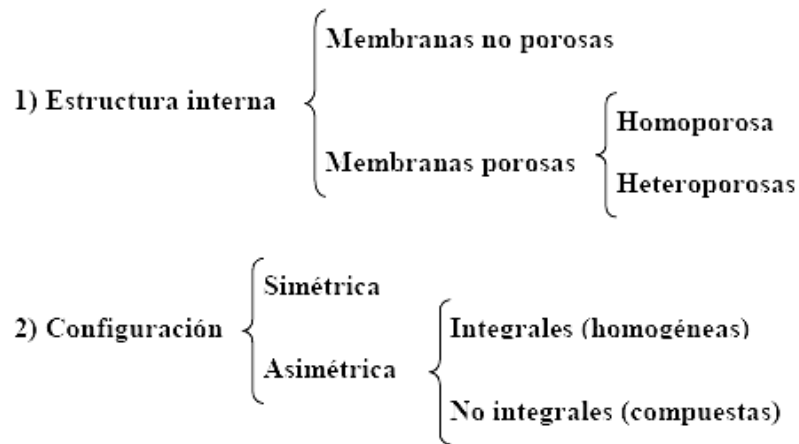
Como muestra la *Tabla 2.19*, las membranas de ósmosis inversa pueden clasificarse en función de distintas consideraciones.

Tabla 2.19. Clasificación de las membranas de ósmosis inversa (Fariñas, 1999).

Criterio	Tipos
ESTRUCTURA	Simétricas Asimétricas
NATURALEZA	Integrales Compuestas de capa fina
FORMA	Planas Tubulares Espiral Fibra hueca
COMPOSICIÓN QUÍMICA	Orgánicas Inorgánicas
CARGA SUPERFICIAL	Neutras Catiónicas Aniónicas
MORFOLOGÍA DE LA SUPERFICIE	Lisas Rugosas
PRESIÓN DE TRABAJO	Muy baja Baja Media Alta
TÉCNICA DE FABRICACIÓN	De máquina Dinámicas

☞ Clasificación según la estructura interna, configuración y naturaleza

La estructura de la membrana determina en buena medida el mecanismo de transporte de materia a través de la misma y, por tanto, su funcionalidad como barrera. La estructura de las membranas viene impuesta por el procedimiento de obtención. Tomando como base para la clasificación la capacidad de resolución de la microscopía electrónica, se puede hacer la siguiente distinción atendiendo a la estructura interna y a su configuración:



La detección de poros con el microscopio electrónico se suele emplear para realizar una primera diferenciación entre las membranas porosas y las no porosas o densas. Teniendo ésto en cuenta, se entiende y admite que las que no presentan poros “observables” pueden contener poros con diámetros menores al límite de detección de la técnica utilizada para su observación (10-20 Å).

Las membranas porosas pueden ser obtenidas, a su vez, en configuración simétrica y asimétrica. La representación modélica de una membrana porosa simétrica se corresponde con la de una matriz sólida, homogénea y plana, atravesada por poros de forma y tamaño regulares, normales a las superficies. Las membranas porosas reales sólo se aproximan en cierto grado a esta imagen, siendo posible diferenciar microscópicamente entre aquellas que poseen una distribución amplia de tamaños de poro (heteroporosas) y las que, por el contrario, presentan poros con un diámetro muy uniforme (homoporosas). Especialmente en este último caso, las membranas porosas simétricas suelen considerarse medios isotrópicos. Las membranas simétricas presentan una elevada permeabilidad al disolvente y un bajo rechazo de sales, por lo que se utilizan en otras técnicas, ya que no son aptas para la ósmosis inversa.

Por el contrario, las membranas asimétricas (*Figura 2.12, Figura 2.13*) presentan morfología anisotrópica, al estar constituidas por una delgada capa extremadamente densa (denominada comúnmente “piel” o “capa activa”) donde reside la capacidad selectiva, sobre un substrato más grueso, muy poroso, que actúa únicamente de soporte, debiendo ofrecer la mínima resistencia posible al paso del disolvente. A su vez, y dependiendo del proceso de obtención, dicha piel o capa activa puede tener estructura microporosa o, por el contrario no porosa, densa. (*Fariñas, 1999*).

Las membranas asimétricas se denominan “homogéneas” cuando están constituidas por el mismo material en toda su estructura; se corresponden con el concepto genérico de “estructura asimétrica integral”. En cambio, se consideran “no homogéneas” o “compuestas” cuando la capa de piel y el substrato poroso son de distinta naturaleza química (estructuras asimétricas no integrales) (Hernández *et al*, 1990).



Figura 2.12. Micrografía de una membrana porosa asimétrica de ultrafiltración .

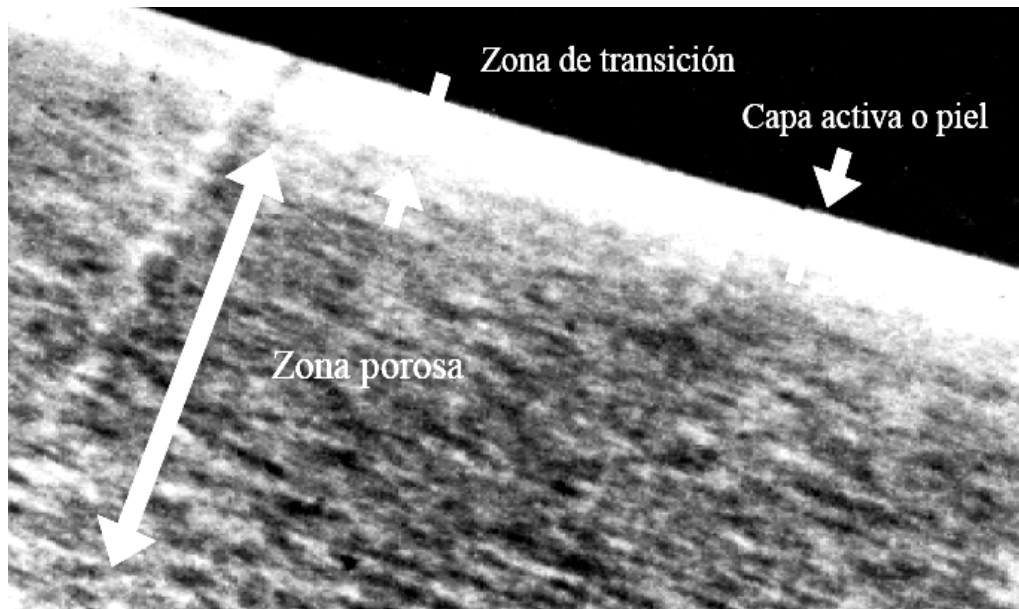


Figura 2.13. Micrografía de un corte transversal de una membrana de acetato de celulosa (20.000 X) (Weber, 1979).

En las membranas integrales existe continuidad entre la capa activa y el lecho poroso soporte, siendo ambos del mismo polímero. Los dos tienen la misma composición química y entre ellos

no hay una clara separación, sino un aumento progresivo de la porosidad. Las membranas de esta naturaleza se obtienen haciendo coagular el polímero que las forma a partir de una solución del mismo, tras lo cual se introduce la película en una serie de baños de agua de distintas temperaturas para darle la estructura porosa, formar la capa activa y eliminar los distintos disolventes residuales que hayan quedado en la membrana, procedentes de la fase de fabricación de la película. El principal inconveniente de este tipo de membranas es que toda mejora de las características de la capa activa viene acompañada de un peor comportamiento del lecho poroso y viceversa, al ser ambos del mismo polímero y tener misiones contrapuestas.

El éxito de los procesos de ósmosis inversa se debe, en parte, a la estructura tan particular de las membranas asimétricas, que son las que se utilizan en este tipo de procesos. Son membranas que presentan en su estructura tres zonas fácilmente distinguibles por microscopía electrónica (*Figura 2.13*). Así, presentan una capa superficial de tan solo 0,2 micras, capa activa o piel, que es densa y donde se realiza el rechazo de las sales. Otra zona, de menor densidad que la anterior denominada zona de transición, y por último, una tercera, zona porosa, de espesor 99,75 micras poco densa y con canales, que presenta una baja pérdida de carga al paso del agua permeada y libre de sales y que le sirve de soporte, lo que hace un total de 100 micras aproximadamente. El funcionamiento de estas estructuras es debido a que el rechazo de sales es un fenómeno superficial independiente del espesor de la membrana, mientras que el flujo de disolvente es inversamente proporcional al grosor de la capa activa. El resto de la membrana sirve como soporte físico y los poros relativamente grandes que posee permiten un flujo de agua con muy poca pérdida de carga.

☞ Clasificación según la composición química

Atendiendo a la composición química de la capa activa, las membranas pueden clasificarse en dos grandes grupos:

- ✓ Inorgánicas
- ✓ Orgánicas

Las membranas Inorgánicas presentan dos limitaciones importantes que reducen su campo de aplicación: su estabilidad química y la resistencia a la temperatura. La búsqueda de soluciones a estos dos problemas ha desembocado en la utilización de materiales inorgánicos para su fabricación.

➤ Membranas Inorgánicas.

Como características comunes a las membranas inorgánicas cabe señalar que su desarrollo acaba de comenzar, disponiéndose solamente de membranas de microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF), no existiendo todavía en el mercado, en estos momentos, ninguna membrana de ósmosis inversa (OI) de esta naturaleza. Otras características comunes a estas membranas son su elevado costo (Precio de la membrana 2000 EUR/m²) y la dificultad que presentan para elaborar módulos con ellas.

Los cuatro grandes grupos en que se pueden clasificar las membranas inorgánicas son:

○ *Membranas cerámicas*

Las estructuras microporosas de cerámica pertenecen a los materiales más antiguos utilizados para la separación de sustancias. El método de elaboración es sencillo. Se prensa y sintetiza silicato granulado, arcilla y óxido de metal en polvo, en placas, tubos y velas. De allí se forma una estructura porosa áspera con una repartición relativamente amplia del tamaño de la porosidad. El diámetro de un poro promedio se puede ajustar entre los 0,1 y 100 µm, lo que se determina por el tamaño de los granos del polvo utilizado. Estas membranas sintetizadas sobresalen por su buena consistencia térmica y su resistencia mecánica.

Las capas de cerámica delgada se pueden lograr por el método sol-gel se abre en una suspensión de partículas finas de metal dispersas o de uniones de metal orgánico. Después del secado se calcina el gel a la capa de óxido. Los soportes más frecuentes son: Al₂O₃, en sus distintas variedades (Alfa, Beta y Gamma) y como capa separadora se usan: TiO₂, ZrO₂, Al₂O₃. A disposición quedan límites de separación hasta menos 0,9 nm (nanofiltración) los precios de por lo menos 1000 EUR/m² (*Gustav, 2001*)

○ *Membranas a base de masa de carbono*

Éstas se elaboran según dos métodos: membranas tubulares por extrusión de pasta de grafito sobre las cuales se cubre una capa de grafito por suspensión, ZrO₂ o SiC (Carburo silicio). El segundo método consiste en un tejido de fibra de carbono con un cubrimiento de carbono (elaborado por carbonización). Para ello existen membranas de microfiltración con un tamaño de porosidad de 0,05 hasta 1,5 µm.

- *Membranas de vidrio*

La sustancia básica para la elaboración de membranas de vidrio, es la combinación cuarzo, ácido bórico y carbonato sódico, a los que se suele añadir óxido potásico, cálcico y alúmina para aumentar su resistencia a los álcalis, y controlando durante la fusión tanto el régimen de temperaturas como su duración, se obtiene una mezcla de dos fases: una de vidrio de silicio casi pura y otra de ácido bórico rica en borato sódico. Tratando dicho vidrio con ácido se disuelve la fase rica en borato sódico, quedando un vidrio con una estructura porosa. Variando los parámetros de fabricación puede controlarse el tamaño de los poros obtenidos. Con esta técnica pueden fabricarse membranas planas, tubulares o capilares. Los inconvenientes principales de estas membranas son su fragilidad y su escasa resistencia a las vibraciones, además del alto precio y la baja porosidad y permeabilidad.

- *Membranas de zeolitas*

Lo mismo que las membranas de vidrio, las membranas zeolíticas muestran ventajas similares, pero éstas son más baratas de elaborar. El tamaño de sus poros está en el campo de los Ångstrom. De ahí que sean empleadas por ejemplo para el saneamiento de disolventes (Preevaporación), (Gustav, 2001).

- *Membranas de metal*

Las membranas de metal son elaboradas por lo general por una unión a presión y sintetizado de polvo de metal de un grosor de grano determinado ó por el lixiviado de una fase de una aleación.

Hasta ahora se ha encontrado una aplicación limitada en la separación de gases, aireación y limpieza de fluidos. El tamaño de los poros puede ser elaborado entre 0,1 y 5 μm . Dentro de este tipo destacan las membranas de tungsteno, iridio, molibdeno y otros materiales se caracterizan por una buena estabilidad mecánica y química. La implantación a gran escala podría estar limitada por los costos de producción. La limpieza de membranas sintetizadas es en parte difícil.

- *Fosfacenos*

Las membranas fabricadas con este polímero pueden soportar temperaturas de hasta 250 °C en presencia de disolventes o ácidos y bases fuertes.

- Membranas Orgánicas.

Las características físicas y químicas de estas materias primas son de un significado decisivo para las propiedades de las membranas ya elaboradas.

Genéricamente las membranas orgánicas son aquellas membranas cuya capa activa está fabricada a partir de un polímero o copolímeros orgánicos. Aunque existe un gran número de polímeros, copolímeros y mezclas, tanto naturales como sintéticos con los que se pueden fabricar membranas, muy pocas de éstas son aptas para la ósmosis inversa.

- *Polímeros naturales*

Para las membranas se utiliza celulosa extraída de madera o algodón. Es un polisacárido sintetizado de unidades de glucosa. Ya que la celulosa misma no se disuelve en disolventes ni se emplea en termoplásticos, se utilizan derivados de celulosa químicamente modificados.

- *Polímeros sintéticos*

Los polímeros sintéticos se sintetizan por polimerización, policondensación o poliadición de diferentes monómeros. La variedad de estructuras químicas aumenta cada vez más, ya que no solamente se pueden producir polímeros a través de monómeros uniformes, sino que también a través de la llamada copolimerización se pueden producir dos o más oligómeros. Finalmente, a los polímeros ya existentes, se les agregan nuevos polímeros a través de un proceso especial de polimerización. Otra variación posible está en las reacciones en red, las cuales llevan a estructuras insolubles de elevadas moléculas en lugar de cadenas de relativamente buenos polímeros termoplásticos o solubles más o menos lineales. Cuanto más fuertemente estructurado esté el polímero mayor estabilidad química y térmica tiene la membrana, generalmente acoplado a un pequeño flujo de permeado (*Gustav, 2001*).

- *Velo de fibras y materiales sinterizados*

El soporte de muchas membranas se fabrica de fibra de polímeros, la cual se obtiene mediante un proceso de hilado. Los polímeros granulados, que pueden obtenerse mediante el triturado y el tamizado de polímeros casi esféricos, que se producen en emulsión a través de la polimerización en una relativamente bien definida distribución de tamaño, se producen por comprensión y sintetizado de materiales porosos los cuales se utilizan principalmente como bujías de micro filtración.

- *Membranas de inversión de fase*

Se obtienen estructuras porosas especiales cuando en el vertido de soluciones de polímeros se dan separaciones de fase, como en el caso de los sistemas de masa con un vacío de mezcla, que son posibles en el diagrama de fase. Pero con ello se sintetizan membranas de un sólo material con una capa separadora relativamente gruesa y una capa inferior de porosidad gruesa. La representante más conocida es la membrana de acetato de celulosa. El acetato de celulosa diluido en acetona, se traza delgadamente sobre una placa de vidrio y una parte del disolvente se evapora, después se sumerge la película (concentrado de acetato de celulosa por secado del lado superior) en agua, así se adelgaza y extrae la acetona y se logra el acetato de celulosa (*Gustav, 2001*).

- *Membranas mixtas (composite)*

Aquí la membrana se sintetiza a partir de diferentes polímeros. Cada capa puede adecuarse individualmente a las exigencias. Las siguientes capas pueden ser posibles en una membrana de Ósmosis Inversa: (*Gustav, 2001*).

- Capa de protección no selectiva (superficie plana, relleno de lugares defectuosos, reacción de ensuciamiento mejora).
- Grosor espeso de capa separadora hasta por debajo de 0.05 micrómetros
- Varias capas de membranas de Micro- y Ultrafiltración (capas de apoyo).
- Velo de fibras para solidez.

Los polímeros mas empleados para la fabricación de las membranas son los siguientes:

- *Acetato de celulosa.*
- *Diacetato de celulosa.*
- *Triacetato de celulosa.*
- *Esteres de celulosa.*
- *Poliéter-urea.*
- *Polifurano sulfonado.*
- *Poliámidas aromáticas.*
- *Polibenzimidazoles.*
- *Polivinilalcoholes.*
- *Polipiperacidamidas.*
- *Poliacrilonitrilo.*
- *Polisulfona sulfonada.*

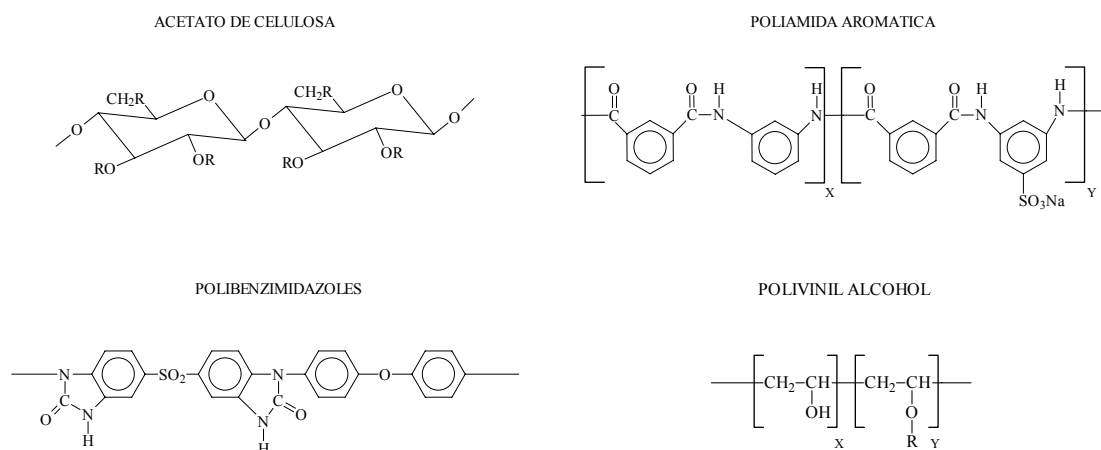


Figura 2.14. Monómeros de algunos polímeros de interés en las membranas de ósmosis inversa

De los polímeros mostrados, los más importantes y usados en la fabricación de las membranas son los de acetato de celulosa y poliamida aromática,

A continuación, se describen las propiedades de unas y otras, haciendo comparaciones entre todos estos tipos de membranas.

○ *Membranas de Acetato de Celulosa*

Las membranas de acetato de celulosa (AC) son fabricadas a partir de formulaciones de diacetato y triacetato de celulosa y combinaciones de ambas. También pueden ser obtenidas acetilando la celulosa procedente de la madera o del algodón, tratándolo con agentes saponificantes se hidroliza una pequeña parte de los grupos acetato, mejorando así su solubilidad y dando lugar al acetato de celulosa modificado. Los tratamientos complementarios o “curado” a que se someten las membranas de acetato de celulosa tras su formación, y cuyo objetivo es modificar las características de permeabilidad y de rechazo de sales de la capa activa, así como las distintas concentraciones y mezclas utilizadas,

han originado una gran diversidad de membranas (*Fariñas, 1999*). Con el incremento del contenido en grupos acetyl, el rechazo salino y la estabilidad química aumentan y el flujo disminuye (*Brandt et al, 1992*).

La primera membrana semipermeable “asimétrica” de ósmosis inversa para la desalación de agua la obtuvieron Loeb y Sourirajan (1960) a partir de una mezcla de acetatos de celulosa; es por tanto un polímero del que se tiene mucha experiencia.

De forma general, las membranas de acetato de celulosa presentan entre otras ventajas, el poseer una alta resistencia al ensuciamiento ya que su superficie es bastante lisa, tolerancia a los oxidantes (hasta 1 mg/L de cloro libre), económicamente baratas y poseen una alta permeabilidad y porcentaje de rechazo de sales.

Entre sus inconvenientes están el ser susceptible a sufrir hidrólisis por efectos de la temperatura, el pH y por ataques microbianos; por tanto hay que trabajar en un rango definido de pH (4-6) y garantizar una adecuada desinfección del influente. Además, tienen un rechazo salino inferior a las de poliamida aromática, necesitan una presión de trabajo superior a éstas para obtener un mismo caudal de agua producto, y generalmente se produce un aumento en el paso de sales con el tiempo.

Actualmente, solamente se emplean en determinados tipos de aplicaciones y en muy poca cantidad, cediendo el paso a las membranas de poliamida aromática.

○ *Membranas de Poliamida Aromática.*

Son las membranas que se están convirtiendo en la actualidad, por su versatilidad, en las más vendidas y las más empleadas por la industria. Dentro de este tipo de membranas se distinguen dos polímeros básicos muy similares entre sí desde el punto de vista químico y, por tanto, con características de resistencia química parecidas. Dichos polímeros son:

- a) Poliamida aromática lineal (LAP). Este tipo de polímero se utiliza para fabricar membranas “integrales” (homogéneas) tanto planas como de “fibra hueca”.
- b) Poliamida aromática con entrecruzamiento (CAP). Este polímero se utiliza para fabricar membranas “compuestas de capa fina” (no integrales). Comparando los dos tipos de poliamidas, se puede decir

que la poliamida entrecruzada, debido precisamente a ello, presenta una menor compactación y un ligero mejor comportamiento frente a los oxidantes que la poliamida lineal. Adicionalmente, la poliamida lineal no puede trabajar con pH bajos cuando la solución de aporte tiene una salinidad reducida.

Las membranas de poliamida no son biodegradables por los microorganismos, aunque sí pueden resultar afectadas como consecuencia de la implantación de una biopelícula que reduzca la superficie activa y haga descender el caudal producto. Otras ventajas de este tipo de membranas son: la ausencia de hidrólisis pudiendo trabajar a un rango de pH entre 2 y 11, lo cual las hace más versátiles para diferentes aplicaciones; trabajan a una presión inferior que las membranas de acetato en iguales condiciones de operación; poseen un mayor flujo por unidad de área que las de acetato para una misma presión; alta estabilidad química, y por último presentan un rechazo salino superior a las membranas de acetato y constancia del paso de sales a lo largo del tiempo. Todas estas ventajas hacen que las membranas de poliamida aromática sean las más comercializadas.

No obstante estas membranas presentan algunos inconvenientes entre las cuales podemos citar que no toleran ningún compuesto oxidante por lo que es obligada la utilización de compuestos reductores, como el bisulfito sódico (NaHSO_3), cuando se realizan procesos previos de desinfección y de oxidación química en el pretratamiento, y tiene mayor tendencia al ensuciamiento.

○ *Membranas de Poliéter-Urea*

Las membranas con esta formulación son siempre “compuestas de capa fina”. Este tipo de membranas contienen un exceso de grupos amina, lo que les confiere una naturaleza fuertemente catiónica. Junto con las de poliamida aromática y acetato de celulosa son de los polímeros más utilizados.

○ *Membranas de Poliacrilonitrilo*

Las membranas fabricadas con este polímero se comportan muy bien ante los disolventes orgánicos. El rechazo de sustancias orgánicas que presentan es también bueno. Sin embargo, desde el punto de vista del rechazo de sales minerales o de flujo de permeado, son mucho menos interesantes que las fabricadas con poliamidas aromáticas.

○ *Membranas de Polibencimidazoles*

Las membranas fabricadas con este polímero presentan una excelente resistencia tanto a valores de pH extremos como a diferentes productos químicos, lo que permite aplicarlas en galvanoplastia y otros procesos industriales. La pérdida de caudal y de rechazo de sales que se produce durante su almacenamiento han limitado, sin embargo, considerablemente su desarrollo.

○ *Membranas de Polipiperacidamidas*

Estas membranas son mucho más resistentes al cloro y otros oxidantes que las de poliamida y poliurea. Aunque presentan un elevado rechazo de iones bivalentes, el rechazo de iones monovalentes es mucho menor, por lo que sólo puede utilizarse para casos especiales. Con este polímero pueden fabricarse tanto membranas “integrales” como “compuestas de capa fina”.

○ *Polifurano Sulfonado.*

Aunque estas membranas producen los máximos rechazos conocidos tanto de sales como de disolventes orgánicos de entre todas las membranas de ósmosis inversa disponibles en el mercado, son extraordinariamente sensibles a la oxidación, hasta tal punto que el propio oxígeno del aire que pueda disolver la solución de aporte las destruye, lo que limita considerablemente su utilización. Estas membranas son siempre “compuestas de capa fina”.

○ *Polisulfona Sulfonada.*

En estos momentos, las membranas “compuestas de capa fina” de Polisulfona Sulfonada poseen un conjunto de características de flujo, rechazo de sales y resistencia química excelentes. Si además fuesen resistentes al cloro libre y a otros oxidantes fuertes, tendríamos las membranas “soñadas”. Se piensa que la polisulfona sulfonada podría ser el polímero ideal que aglutinase las ventajas de las membranas de poliamida con la resistencia adicional al cloro libre. Para conseguir que las membranas de este polímero presenten flujos de permeado adecuados y rechazos de sales correctos, es necesario alcanzar un determinado contenido de grupos sulfónicos, lo que por el momento, está resultando difícil de lograr.

☞ Clasificación según la carga superficial

En algunos casos, los polímeros orgánicos con que se fabrican las membranas de ósmosis inversa tienen, en su estructura molecular, un exceso de grupos químicos (aminas, sulfónicos, carboxílicos, etc.), lo que confiere a la superficie activa de éstas una cierta naturaleza eléctrica que suele medirse determinando su “potencial Z”. Este parámetro expresa la carga eléctrica existente por unidad de superficie. Atendiendo a esta naturaleza, las membranas pueden ser:

- *Neutras:* Aquellas que no presentan ninguna carga eléctrica. En estas membranas su “potencial Z” es nulo.
- *Catiónicas:* Son aquellas en las que la carga eléctrica sobre su superficie es positiva. Atendiendo al mayor o menor valor de la carga eléctrica y, por tanto, del “potencial Z”, las membranas pueden ser fuerte o débilmente catiónicas.
- *Aniónicas:* Son aquellas en las que la carga eléctrica sobre su superficie es negativa. Pueden igualmente ser fuerte o débilmente aniónicas.

Dependiendo del pH del medio, los distintos grupos químicos pueden hidrolizarse o no, lo que altera la carga eléctrica superficial de la membrana. Consecuentemente, dicha carga dependerá, en general, no sólo de la naturaleza del polímero sino también del pH de la solución de aporte. Por otro lado, la naturaleza y magnitud de la carga eléctrica sobre la superficie de una membrana tiene mucho que ver tanto con su ensuciamiento como con la aparición y crecimiento de desarrollos biológicos sobre la misma. Como es fácilmente comprensible, una membrana catiónica tendrá gran afinidad por los coloides, tanto orgánicos como minerales, de signo opuesto (aniónicos) que tenderán a depositarse sobre su superficie. Lo mismo sucederá con las membranas aniónicas y los coloides catiónicos.

☞ Clasificación según la morfología de su superficie

La morfología de la superficie tiene importancia tanto desde el punto de vista del ensuciamiento como de la limpieza de las membranas. Según el aspecto que presenta la cara exterior de la capa activa, las membranas pueden ser:

- *Lisas:* Son aquellas cuya cara exterior de la capa activa es lisa. Este es el caso de las membranas de acetato de celulosa (*Figura 2.15.a*).

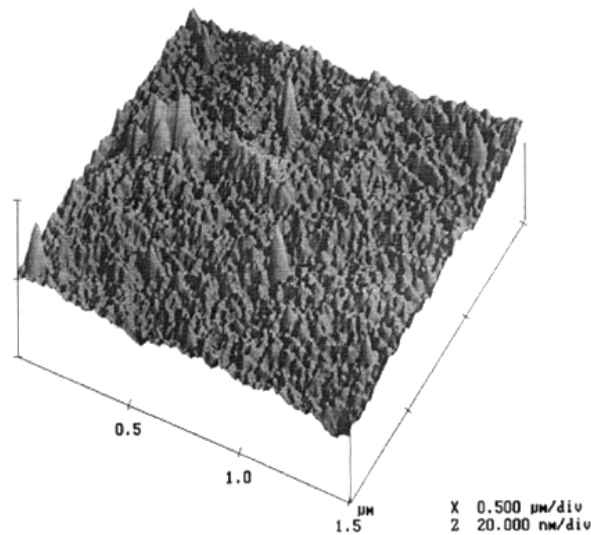


Figura 2.15.a. Imagen de microscopía de fuerza atómica de la superficie de una membrana de acetato de celulosa (Zhu y Elimelech, 1997).

- *Rugosas*: Son aquellas membranas cuya cara exterior de la superficie activa es rugosa. Una superficie rugosa, además de ensuciarse más fácilmente, es más difícil de limpiar. Las membranas de poliamida aromática con entrecruzamiento constituyen el ejemplo más típico de membranas que presentan una superficie rugosa. En la *Figura 2.15.b* se muestra la imagen obtenida con un microscopio de fuerza atómica correspondiente a la superficie de una membrana de poliamida aromática.

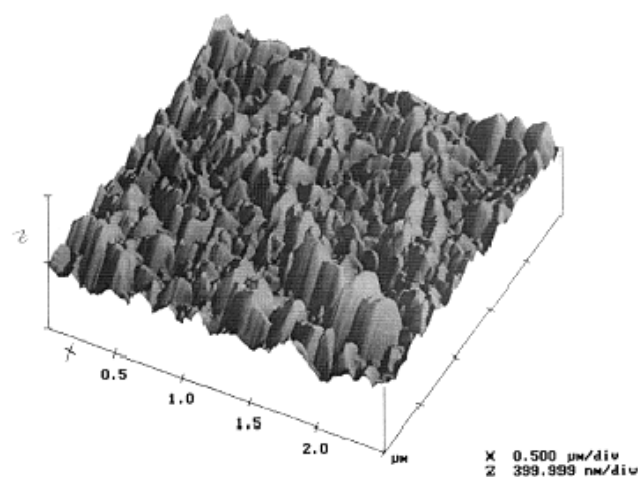


Figura 2.15.b. Imagen de microscopía de fuerza atómica de la superficie de una membrana de poliamida aromática (Zhu y Elimelech, 1997).

☞ Clasificación según los tipos de módulos y configuraciones de membranas

La pieza central de cada instalación de membrana es el módulo, una disposición práctica de la membrana. En el desarrollo del módulo se deben tener en cuenta determinados criterios complementarios, los cuales a menudo representan exigencias contradictorias. El principal aspecto y el más crítico en el diseño de los módulos es la capacidad de transferencia de masas de éstos. La tasa de transferencia de masa del soluto en la alimentación debe ser lo suficientemente rápida para evitar al máximo la formación de la capa límite de concentrado sobre la superficie de la membrana. Las tasas altas de transferencia de soluto se alcanzan aplicando altas velocidades tangenciales en las proximidades de la superficie de la membrana. Ello se consigue empleando los sistemas de filtración tangencial en los que el flujo de la alimentación es paralelo a la membrana y perpendicular al flujo de permeado. Este tipo de geometría de flujo difiere de la filtración directa en que en ésta no hay flujo de rechazo.

En función de la forma de la membrana que acoge, se pueden presentar cuatro tipos de configuraciones: espiral, fibra hueca, tubular y de placas. Aunque en la actualidad hay más, como los que emplean los vórtices Dean, pero éstas aún no tienen una aplicación industrial relevante.

○ *Módulo en espiral*

Es un tipo de diseño barato y compacto (*Figura 2.16*). Se parte de dos láminas de membranas que colocadas paralelas con su capa activa hacia el exterior se enrollan en espiral, en torno al colector de permeado, de esta forma pueden ser introducidas en un cilindro (contenedor) que las acoge. Para evitar la nueva mezcla entre el agua permeada y el concentrado, tres de los bordes que forman las láminas de las membranas son pegados mediante adhesivos especiales; el borde sin adhesivo se une al colector de permeado (o tubo central) que presenta una serie de orificios que permiten el paso del agua permeada a su interior donde se recoge. Las dos membranas están separadas entre sí por una malla espaciadora que permite que el agua osmotizada se dirija hacia el colector de permeado. A su vez, las membranas cuando se enrollan tienen sus capas activas separadas por otra malla espaciadora, diseñada de tal forma que reduzca la pérdida de carga, y que permita la creación de una turbulencia que reduzca la concentración de polarización.

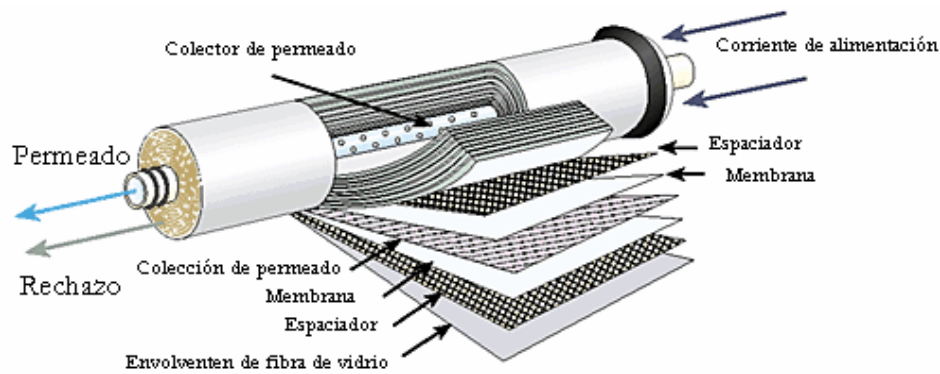


Figura 2.16. Módulo de ósmosis inversa en configuración espiral.

El flujo de alimentación ingresa en el módulo por una de las caras del cilindro, y el permeado se recoge por el colector de permeado después de haber atravesado la membrana y fluir por el interior de la espiral, emergiendo de forma paralela al concentrado que discurre sobre las capas activas.

El número máximo de módulos que se suelen introducir en un contenedor es de seis unidades, puesto que la caída de presión que tiene lugar y el fenómeno de concentración que se produce en el concentrado aumenta la concentración de polarización en los últimos módulos.

Además de las membranas y mallas espaciadoras mencionadas anteriormente, existen otros dispositivos suplementarios que conforman el módulo de ósmosis inversa enrollado en espiral. Estos dispositivos pueden ser interconectores de membranas, juntas labiadas de rechazo, juntas tóricas, sistema de antitelescopio, etc.

Las principales ventajas de esta configuración son la elevada relación área de membrana/volumen del módulo, en torno a los $1.500\text{-}2.000\text{ m}^2/\text{m}^3$, los bajos costes de capital y la posibilidad de recuperar los elementos de las membranas una vez agotadas éstas. Sin embargo, es aconsejable emplear aguas relativamente limpias dada la posibilidad de atascamiento en los estrechos canales que separan las capas activas de las membranas.

○ Fibra hueca

La membrana empleada en esta configuración es un cilindro delgado, largo y hueco con la capa activa normalmente en la cara exterior y cuyo diámetro suele situarse entre los 0,2 y 1,5 mm. Las fibras no se emplean de forma aislada sino que lo hacen en forma de haces

constituidos por hasta varios millares de ellas. Los haces están colocados en forma de “U” y se recogen dentro de un contenedor (Figura 2.17). El conjunto de los haces de membranas queda sellado por resina epoxy por ambos extremos dejando al sistema perfectamente estanco. El flujo de agua osmotizada se recoge en el colector de perneado debido a que el agua migra hacia los extremos de la “U” (Figura 2.18). Sus principales ventajas vienen dadas porque tiene una superficie muy alta en un espacio muy reducido; sin embargo, requiere aguas limpias dado que las membranas se obstruyen con facilidad. Además, no soportan altas presiones y su producción es cara.

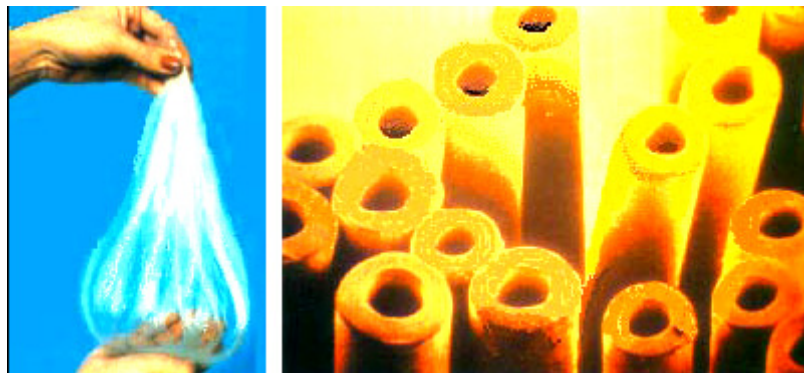


Figura 2.17. Dos fotografías de un haz de fibras huecas.

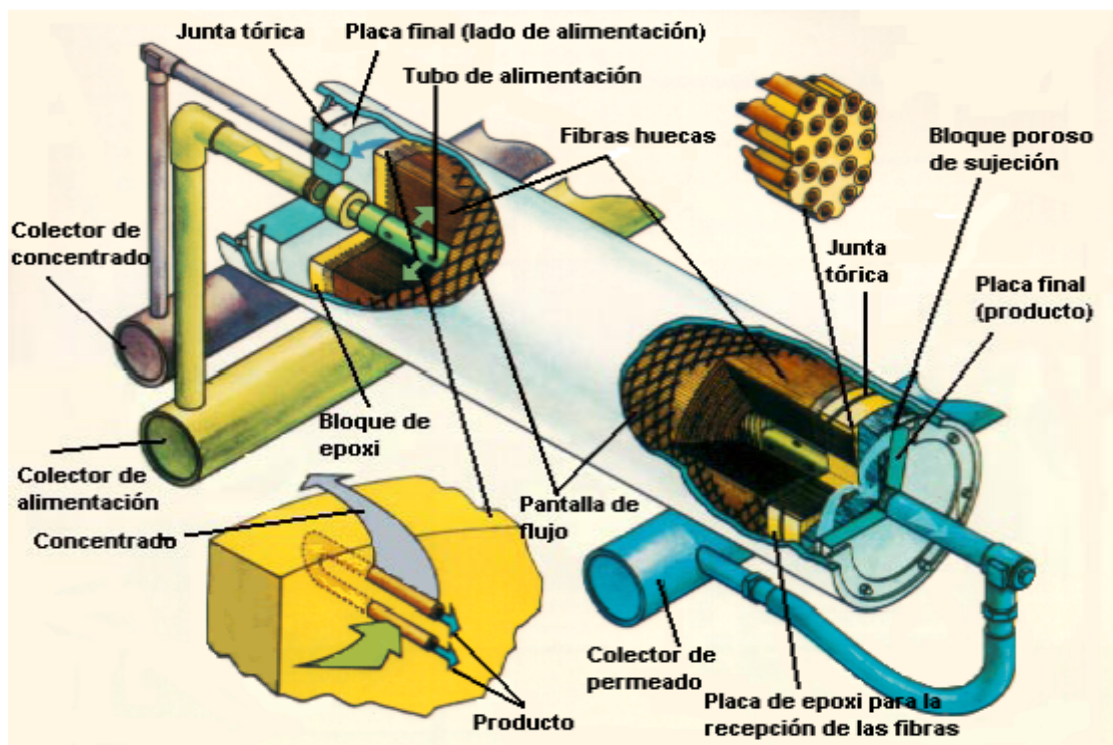


Figura 2.18. Sección de un módulo de fibra hueca.

○ *Tubular*

Fue de las primeras configuraciones en comercializarse. La membrana se aloja dentro de un tubo perforado (PVC o acero inoxidable) que les sirve de soporte, el cual a su vez, se aloja dentro de un contenedor. Dado el diámetro interno que tienen, entre 0,5 y 1 pulgadas (*Figura 2.19*), presentan importantes ventajas de cara a su limpieza sin tener que desmontar el equipo. Sin embargo, presentan una relación superficie-volumen muy baja en torno a los $25\text{-}50\text{ m}^2/\text{m}^3$, la más baja de las configuraciones, por lo que exige instalaciones más grandes. Los gastos iniciales y de operación suelen ser elevados. Por contra, presentan la ventaja de poder trabajar con aguas muy sucias o muy cargadas en sólidos en suspensión, lo que las hace especialmente útiles en la industria agroalimentaria.

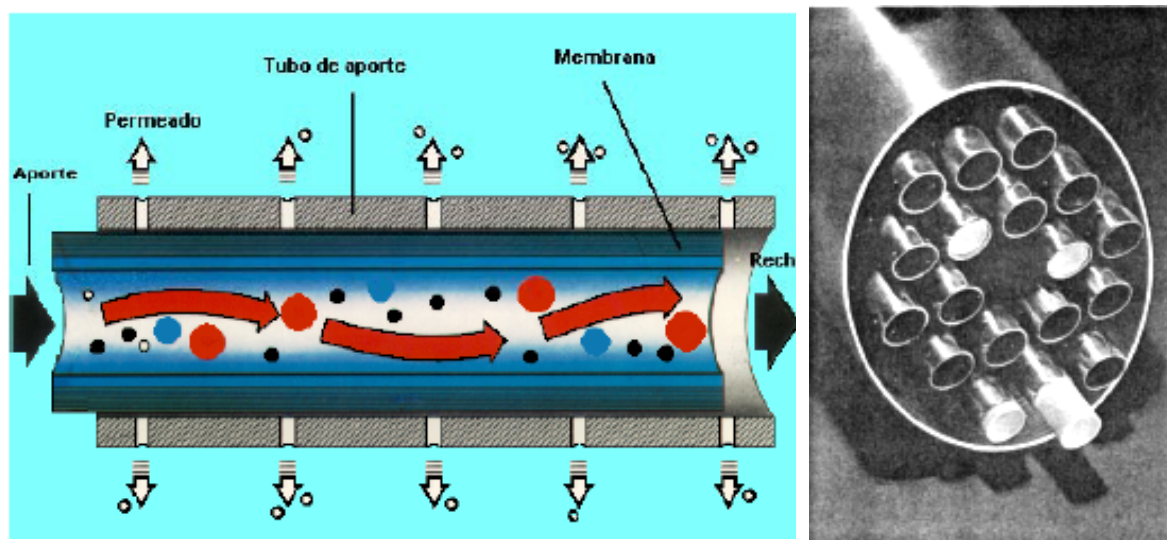


Figura 2.19. De derecha a izquierda fotografía y esquema del proceso de separación en un módulo de ósmosis inversa en configuración tubular.

○ *Placa*

Es la configuración más antigua y simple. Existe una gran variedad de diseños diferentes que van desde el montaje en cartuchos, fluyendo la disolución en paralelo a lo largo de las placas, a los módulos con placas cubiertas por membranas por ambos lados, que conservan su individualidad y que pueden montarse en serie o en paralelo, (*Figura 2.20*). Son sistemas muy compactos, con facilidad para la sustitución y limpieza de las membranas, incluso se puede realizar ésta de forma manual, pero su relación superficie/volumen es baja. Estos sistemas son más empleados en microfiltración y ultrafiltración.

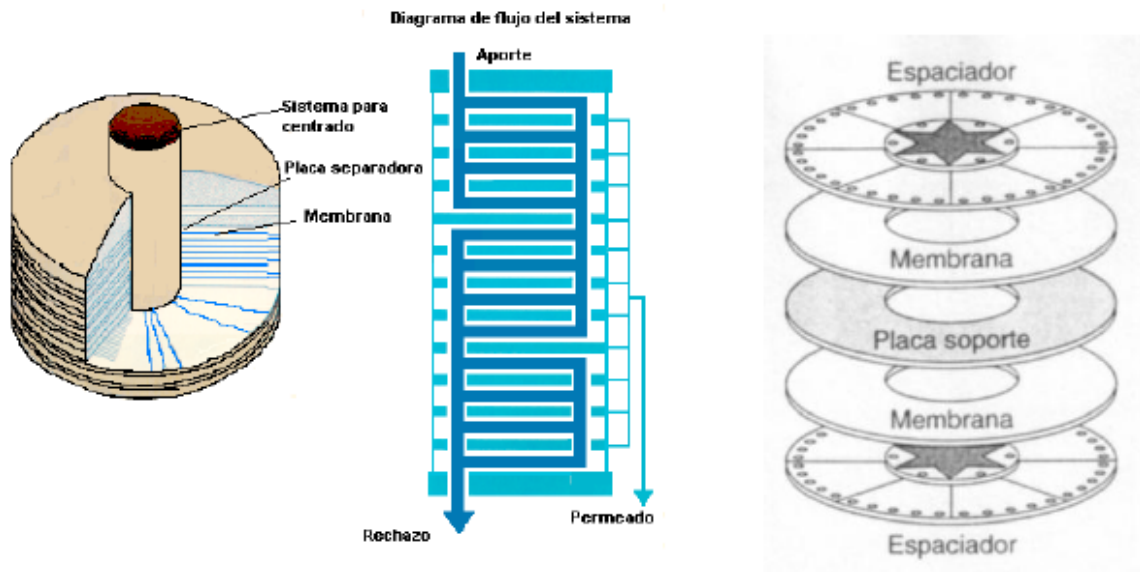


Figura 2.20. Membranas, espaciadores y placas porosas de un módulo de placas.

2.3.4.5. INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN

Las características fisicoquímicas del agua de alimentación, así como el resto de condiciones físicas e hidrodinámicas en las que se produce el proceso de separación, tendrán una gran importancia sobre la efectividad de la separación y sobre el funcionamiento global del sistema. A continuación se presentan diferentes tendencias observadas en los procesos de separación con membranas de ósmosis inversa.

✓ *Naturaleza de las sustancias disueltas*

Las membranas de ósmosis inversa poseen las siguientes propiedades en lo referente al rechazo de los componentes de una mezcla.

- Los iones multivalentes se rechazan más eficazmente que los iones univalentes.
- Las sustancias no disociadas o parcialmente disociadas apenas son rechazadas.
- Los ácidos y bases se rechazan menos que sus sales correspondientes.
- Los co-iones influyen sobre el rechazo de un ión particular (Ej.: el sodio se rechaza mejor en presencia del ión sulfato que del ión cloruro). El grado de rechazo puede reducirse con el incremento de la valencia de los cationes, debido a que una alta valencia de los cationes conlleva en las membranas la formación de una carga de

protección. Esto puede, por ejemplo, provocar un menor rechazo de CaCl_2 que de NaCl . Sin embargo, la carga del anión todavía domina el grado de rechazo.

- Las moléculas orgánicas solubles en agua y de peso molecular bajo generalmente apenas son rechazadas.
- Los ácidos orgánicos no disociados y de bajo peso molecular apenas son rechazados, mientras que sus sales correspondientes lo son.
- El grado de hidratación puede también influenciar el grado de rechazo. El rechazo del NaNO_3 es menor que el del NaCl porque el ión nitrato se hidrata más en solución acuosa que el ión cloruro. Esto reduce su carga efectiva, lo cual produce una reducción del rechazo.
- El mecanismo de rechazo o retención es más complejo en mezclas de sales. Por ejemplo, en una solución formada por la mezcla de NaCl y SO_4Na_2 , la concentración de aniones divalentes (SO_4^{2-}) influyen en la retención de aniones monovalentes (Cl^-). Cuando el Na_2SO_4 es añadido a una solución con una concentración constante de NaCl , la retención de Cl^- decrece mientras la concentración de Na_2SO_4 se incrementa. Los iones Na^+ , los cuales pasan rápidamente a través de la membrana deben, ser acompañados por un ión cargado negativamente para mantener la electronegatividad. Sin embargo, los iones cargados negativamente (SO_4^{2-} y Cl^-) son repelidos por la membrana que también lo está y para poder mantener la neutralidad los iones Cl^- con menor potencial son forzados a permear preferencialmente respecto a los iones SO_4^{2-} . Esto es conocido como el efecto Donnan. El mismo fenómeno es observado con mezcla de iones NO_3^- y SO_4^{2-} .

Basándose en los datos publicados por los fabricantes de membranas parece percibirse, en principio, que cada membrana posee unas características propias de flujo y rechazo para cada soluto, independientes de las condiciones de operación. Sin embargo, esto no es correcto del todo, ya que puede existir una fuerte dependencia de las condiciones de operación. A continuación, se describen los efectos que pueden provocar sobre las membranas las principales variables de operación: concentración de alimentación y concentración de polarización, compactación, presión, pH, caudal de aporte, productividad, conversión y temperatura.

✓ *Efecto de la concentración*

De modo general, a medida que la concentración de la solución de alimentación aumenta, el flujo de disolvente disminuye ya que aumenta la presión osmótica de la solución y esta actúa contrarrestando la presión hidráulica según la ecuación 2.13 de transporte del disolvente. En este sentido, resulta imprescindible una buena homogeneización de la disolución en la cara de alta presión de la membrana, dado que los valores de presión osmótica que se pueden alcanzar pueden llegar a ser alarmantes, disminuyendo el flujo de disolvente a través de la misma. El rechazo de solutos disminuye igualmente debido al descenso del flujo de disolvente.

✓ *Efecto de la concentración de polarización*

La concentración – polarización (CP), es el término utilizado para describir la tendencia del soluto a acumularse en la membrana. A medida que el permeado atraviesa la membrana, los solutos que contenía se quedan en las proximidades de su superficie, formando una capa de líquido estancado cuya velocidad tiende a cero (*Figura 2.22*), por lo que el único modo de transporte dentro de esta capa es la difusión, en este caso retrodifusión ya que el soluto es arrastrado bajo las condiciones de flujo cruzado, dando lugar a una zona en la que la concentración de soluto es mayor. A esta zona se le llama capa límite (boundary layer).

La difusión Browniana es directamente proporcional al flujo de filtración, mientras que el grosor de la capa límite que se forma en la superficie de la membrana depende del sistema hidrodinámico. Si se aplica flujo turbulento a las membranas, esta capa disminuye (Stephenson, et al, 2000)

Este proceso es denominado concentración de polarización, y produce los siguientes inconvenientes:

1. Un aumento en la presión osmótica local, lo cual reduce la fuerza impulsora de la ósmosis inversa, y por tanto, el flujo de disolvente. Para compensarlo se debe bombear el disolvente a una presión mayor.
2. El aumento de sales en las inmediaciones de la membrana hace que aumente la concentración de sales en el permeado.
3. El aumento de concentración de ciertas sustancias en la superficie de las membranas puede acelerar su deterioro.

4. A altas concentraciones, las partículas coloidales se hacen menos estables y pueden unirse y ensuciar la superficie de la membrana.
5. La concentración de polarización puede hacer que las sales menos solubles puedan precipitar sobre las membranas, disminuyendo el flujo al reducirse el área útil, y a la larga, como consecuencia de interacciones entre las sales y la membrana, pueden producirse pH locales que la deterioren (Weber, 1979).

Este fenómeno, que tiene especial importancia en la interfase sólido-líquido, es descrito por el modelo de *capa límite* (Bird y Stewart, 1960) (Figura 2.21).

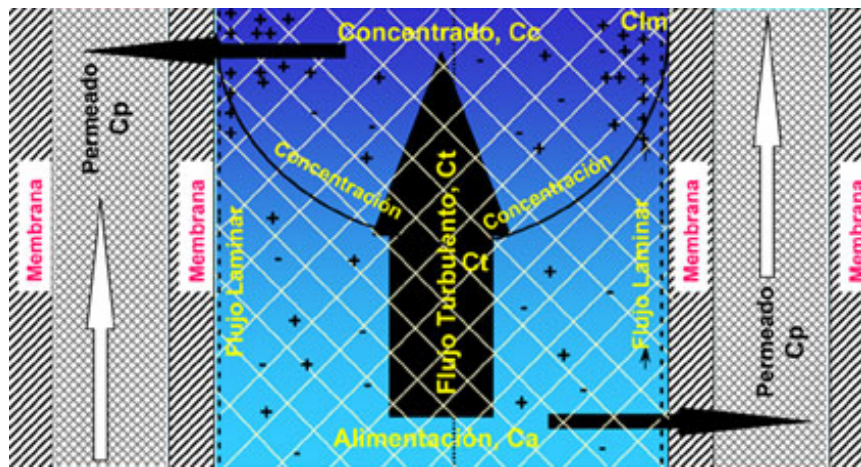


Figura 2.21. Representación del fenómeno de polarización en la capa límite.

Según dicho modelo, el flujo de soluto hacia la membrana, $(C_A / C) (N_A + N_B)$, el flujo de soluto a través de la membrana, N_A , y la retrodifusión del soluto, $-D_{AB} (dC_A / dx)$, se pueden relacionar matemáticamente a través de la siguiente expresión:

$$N_A = (C_A / C) (N_A + N_B) - D_{AB} (dC_A / dx) \quad [2.18]$$

que es la forma de la primera ley de Fick (Bird y Stewart, 1960). Esta ecuación una vez resuelta en las condiciones límites adecuadas (Sourirajan, 1970) conduce a:

$$C_{A2} = C_{A3} + (C_{A1} - C_{A3}) e^{(N_A / kC)} \quad [2.19]$$

Donde:

- N_A : es el flujo molar a través de la membrana.

- C_{A1} , C_{A2} y C_{A3} : son las concentraciones de soluto en la alimentación, en la capa límite y en el permeado respectivamente.

Si la agitación y mezcla en la capa límite es suficientemente buena, k , el coeficiente de transferencia disminuye y por ello la concentración de polarización también. Esto quiere decir, a efectos prácticos de diseño, que es necesario colocar en las membranas algún sistema que permita una buena agitación, creando un flujo turbulento en las proximidades de la capa límite que impida los problemas anteriormente citados. Este problema ha sido resuelto satisfactoriamente introduciendo en las membranas los espaciadores, mallas de plástico de las que se ha hablado anteriormente.

A causa de las altas tasas de flujo, las membranas con configuración espiral tienen una mayor tendencia a la aparición del fenómeno de polarización que las membranas con configuración de fibra hueca (*Brand et al., 1992*).

✓ *Efecto de la presión de operación*

El principal efecto al aumentar la presión de operación se ejerce sobre la fuerza conductora del disolvente, mientras que apenas incide sobre la fuerza conductora del soluto. Todo aumento de la presión de trabajo implica un aumento prácticamente lineal del flujo de disolvente así como un aumento del rechazo de soluto que tiende a un límite cuando el flujo de disolvente es elevado. Aunque el transporte de sales (Q_s) a través de la membrana no le afecta la presión, un incremento en el flujo de agua debido a un aumento de presión diluye el paso de sales, con el resultado de una disminución en la concentración salina del permeado (*Brandt et al., 1992*).

✓ *Efecto de la compactación*

El transporte de agua, o flujo, a través de una membrana limpia puede decrecer con el tiempo como resultado de la compactación de la misma membrana. La compactación es causada por una progresiva deformación en el tiempo de las membranas poliméricas y está influenciada por el material de la membrana y las condiciones de operación. Cuando la presión y la temperatura se incrementan, la tendencia a la deformación es mayor. Este proceso implica un ajuste de la capa de rechazo de la membrana y una reducción del transporte de agua a lo largo del tiempo. Una gráfica que representara el flujo de agua en escala logarítmica versus tiempo a una temperatura y presión dadas resultaría en una línea recta. Este efecto es más pronunciado en membranas asimétricas homogéneas. Estos datos, que están disponibles a través de los

fabricantes de las membranas, son utilizados para predecir el rendimiento con el tiempo y proporcionar las bases de diseño de la capacidad del sistema de ósmosis inversa. Inicialmente, un sistema de ósmosis inversa tiene un exceso en la capacidad de la membrana, la cual es compensada por unas bajas condiciones de operación que son gradualmente aumentadas hasta la presión de diseño con el tiempo (*Brand et al., 1992*).

✓ *Efecto del caudal de alimentación*

El primer efecto que produce el aumento de caudal en la alimentación es el incremento de la mezcla en el interior de los módulos de ósmosis inversa, lo que lleva a que se reduzca la concentración de polarización puesto que el coeficiente de transferencia de masa “k” disminuye.

✓ *Efecto de la temperatura*

Los cambios en la temperatura afectan tanto a la presión osmótica como al flujo de agua. El efecto sobre la presión osmótica puede ser deducido de la expresión 2.20.

$$\pi = v_i c_i RT \quad [2.20]$$

Donde:

π = presión osmótica

c_i = concentración molar de soluto

v_i = número de iones formados en la disociación del soluto

R = constante de gases

T = temperatura absoluta

El flujo de agua a través de la membrana ***Ja***, es también directamente proporcional a la temperatura, ya que es normalmente proporcional a la variación de la viscosidad del agua lo cual varía en relación inversa a la temperatura. De forma aproximada la capacidad de la membrana aumenta un 3% por cada grado Celsius en que se incrementa la temperatura del agua.

El aumento de la temperatura de la solución de aporte origina, sin embargo, un descenso en el rechazo de soluto debido, por una parte, al aumento de la solubilidad del soluto en la

membrana y por otra, al hinchamiento de la estructura de ésta. El aumento de la temperatura está relacionado con el aumento del flujo a través de la siguiente ecuación:

$$A = A_0 \exp (-E_0/RT) \quad [2.21]$$

En la expresión anterior: E_0 es la energía de activación aparente asociada al proceso del transporte del disolvente. La energía de activación para la mayoría de las membranas es de - 0.017 kJ/kmol, el cual es el valor esperado basado en el cambio de la viscosidad del agua. En una primera aproximación, la separación no cambia con el aumento de la temperatura, sin embargo, al aumentar el flujo de agua a través de la membrana, ocurre un proceso de dilución en la concentración de sales del agua producto (Yang y Dickson, 1985).

✓ *Efecto del pH*

Desde el punto de vista del modelo de transporte, el pH puede ser ignorado. Sin embargo, existen dos casos excepcionales que no pueden ser pasados por alto: uno, cuando el pH es demasiado alto o demasiado bajo, de tal forma que puedan dañar a las membranas de forma irreparable y dos, cuando el pH produce la ionización de las especies disueltas. Un ejemplo de esto ocurre con el fenol; cuando el pH es bajo, el fenol está sin disociar y el rechazo de las membranas de acetato es prácticamente cero. Sin embargo, a medida que el pH aumenta también lo hace la separación, de manera que la forma de la curva de separación es la misma que la de la disociación del fenol en función del pH. A altos valores de pH la separación del fenol es casi total. La especie sin disociar no es prácticamente rechazada, mientras que la especie disociada lo es casi en su totalidad. En las membranas de poliamida aromática, el flujo de disolvente varía muy poco con el pH de la solución de aporte. El rechazo de soluto por el contrario es máximo a un pH de 8,5 (Fariñas, 1999).

✓ *Efecto de la productividad. Factor GFD*

El área de las membranas que se instalan en una planta de ósmosis inversa es uno de los factores de diseño y operación más importantes. El factor GFD (Gallons/square foot/day) es un factor de diseño clave que indica el caudal de agua producto obtenido por unidad de superficie de membrana y por día. Las primeras membranas de acetato de celulosa desarrolladas en 1962 apenas superaban los 10 GFD, empleando presiones altas. La evolución de las técnicas de fabricación de membranas y el desarrollo de nuevos materiales poliméricos permite superar en la actualidad los 35 GFD.

Este hecho ha conseguido que sea más accesible y rentable la operación industrial de esta tecnología.

Una mala explotación en una planta de ósmosis inversa en la que se aumenta la presión para aumentar la producción, sin aumentar la superficie de membranas, provoca que mas cantidad de agua que la prevista atraviese las membranas, y por extensión que se produzca un mayor ensuciamiento e incrustación sobre las mismas de forma anticipada. Ello tiene como resultado mayores costes de mantenimiento y explotación de la instalación, dado que han de realizarse un mayor número de limpiezas y puede producirse un envejecimiento anticipado de las membranas. Superar los valores establecidos del factor GFD en una instalación de ósmosis inversa puede tener una serie de problemas, en algunos casos importantes. Seguidamente se indican los intervalos del factor GFD aconsejados en función del tipo de agua de alimentación que llega a las membranas de ósmosis inversa:

- Aguas residuales: 8-10 GFD.
- Aguas de mar superficial y salobre de pozo: 10-20 GFD.
- Aguas salobres limpias de pozo: 20-25 GFD.
- Aguas muy limpias de pozo o 2ª etapas de OI: 25-30 GFD.

✓ *Efecto del porcentaje de recuperación o conversión*

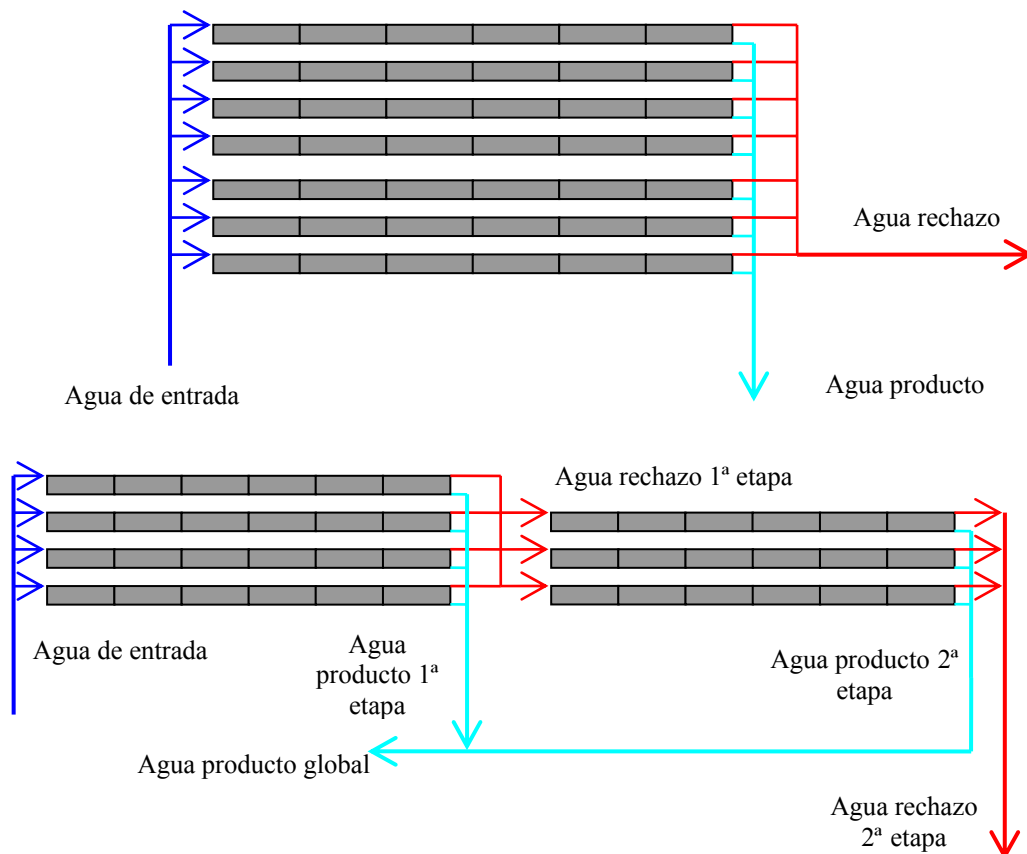
La conversión o recuperación se define como el porcentaje de agua de alimentación que se extrae como producto. Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Conversión (\%)} = \frac{\text{Caudal de agua producto}}{\text{Caudal de agua de aporte}} * 100 \quad [2.22]$$

La elección adecuada de la conversión permite conseguir un caudal de agua de rechazo suficiente para arrastrar todas las impurezas y sales depositadas sobre las membranas. Desde el punto de vista de la producción interesa trabajar con los porcentajes más altos de conversión, sin embargo, esto puede estar limitado por factores de diseño y de calidad del agua de alimentación y producto, ya que, una conversión excesiva provoca la incrustación de sales. Sobrepasar el caudal de permeado diseñado provoca el aumento de la concentración de sales en la capa activa de las membranas lo que inicia la precipitación de las sales menos solubles

sobre éstas. La incrustación resultante tiene como consecuencia un descenso en la producción del sistema.

La conversión no debe exceder el límite de diseño de los elementos. Normalmente un contenedor con módulos de ósmosis inversa en configuración espiral consta de seis unidades, y se diseñan para una conversión del 55%, aunque en algunos casos se supera el 60%. Sobrepasar estos valores produce el envejecimiento acelerado de las membranas. Si se desea aumentar la conversión es necesario dotar al sistema del número de etapas necesario, lo que obliga a realizar combinaciones de los módulos en serie y en paralelo. En la *Figura 2.22* se representan las configuraciones más usuales que puede adoptar una unidad de ósmosis inversa.



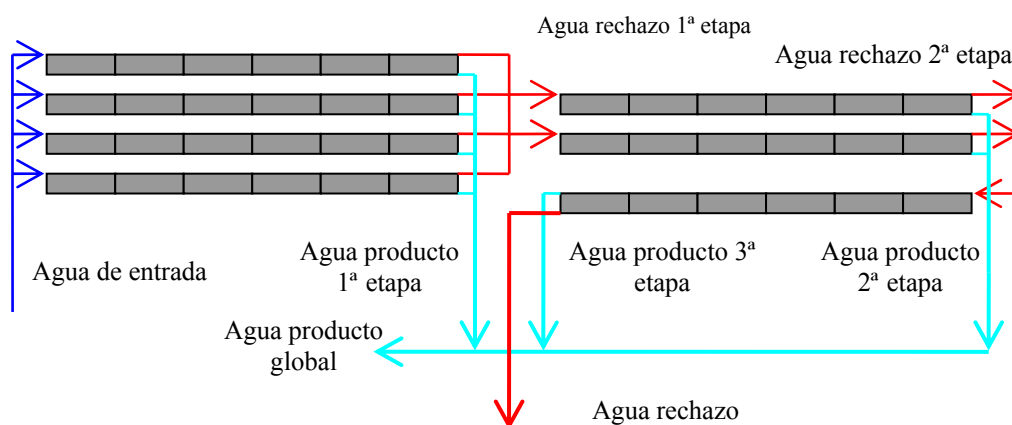


Figura 2.22. Representación de una unidad de ósmosis inversa de 7 contenedores con seis módulos cada uno. En las distintas figuras se representan las disposiciones para obtener, una, dos y tres etapas, respectivamente.

La conversión debe permitir el caudal mínimo en los últimos módulos. Si la conversión llega a ser muy alta, cuando se trabaja en más de una etapa, el caudal en los últimos módulos puede llegar a ser tan pequeño que el flujo se vuelva laminar, en cuyo caso los coloides se depositan y las sales precipitan sobre las membranas, ya que el factor de concentración de sales en la capa límite puede alcanzar valores muy altos.

La conversión no debe superar el límite de precipitación de las sales. Puesto que la ósmosis inversa es un proceso separador de sales, en una de las corrientes se obtiene agua desalada y en la otra un concentrado de sales. La concentración de éstas en la corriente es proporcional a la concentración inicial y a la conversión efectuada. Cuanta más alta es la concentración, más alto es el factor de concentración de sales. En la *Tabla 2.20* aparece reflejada la conversión y la concentración de sales en el agua rechazo.

Tabla 2.20. Conversión de un sistema de ósmosis inversa y concentración de sales en el agua rechazo. “C” es la concentración inicial de la alimentación (Piqué, 1989).

Conversión (%)	Concentración de sales
50 %	2 C
67 %	3 C
75 %	4 C
80 %	5 C
83 %	6 C
88 %	8 C
90 %	10 C
95 %	20 C

La conversión puede estar limitada por la presión osmótica del rechazo. Cuando se emplean altas conversiones, se produce un aumento de la presión osmótica en la corriente de alimentación de los últimos módulos y para superar ésta, será necesario aumentar considerablemente la presión de trabajo, lo que hace que ésta pueda llegar a alcanzar valores prohibitivos. Por este motivo se emplean bajas conversiones de trabajo en desalación agua de mar. Ello limita el rendimiento de la planta y la calidad de agua producto de las membranas instaladas en la parte final del sistema. La calidad del agua producto puede estar limitada por la conversión. La concentración de sales aumenta en el sistema según lo hace la conversión, y puesto que el rechazo de sales se mantiene constante para unas condiciones fijas, el aumento de la conversión hace que el agua producto aumente su concentración de sales disminuyendo su calidad.

2.3.4.6. LIMITACIONES DEL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA.

Aunque los tratamientos mediante el proceso de ósmosis inversa presentan una infinidad de ventajas cuando se emplea en la regeneración de las aguas residuales y desalación de agua salobre y agua de mar, también presenta una serie de limitaciones que se traducen en:

✓ *Presión Osmótica.*

La presión osmótica es una propiedad coligativa, es decir depende de la concentración del soluto, pero no de su identidad. La presión osmótica es un factor crítico e importante que hay que considerar en el momento de diseñar una planta de ósmosis inversa. La presión osmótica siempre se calcula para la corriente de alimentación, aunque varía a lo largo de las series de membranas según aumenta la concentración salina.

✓ *Tolerancia al Cloro.*

La mayoría de las membranas de ósmosis inversa resultan atacadas por oxidantes y son particularmente susceptibles al cloro. Un lugar especialmente sensible al ataque del cloro es el hidrógeno amídico que forma parte de los enlaces del polímero de la membrana. Las membranas celulósicas son generalmente menos sensibles y pasan el cloro al filtrado provocando una actividad biocida corrientes abajo, muy útil para mantener desinfectado el

permeado. Este comportamiento de las membranas de acetato de celulosa es el responsable de la supervivencia de estas membranas en las plantas de ósmosis inversa.

✓ *Química de la membrana.*

En la industria de las membranas de ósmosis inversa existen tres materiales de suma importancia. Los ésteres de celulosa que son los más antiguos. En segundo lugar acetato de celulosa mezclado, una mezcla de acetato de celulosa (40,1 % de acetil) y triacetato (43,2 % de acetil) es el principal polímero utilizado. En tercer lugar se usan también algunos triacetatos de celulosa y butirato-acetato de celulosa. Las características sobresalientes del acetato de celulosa son su comportamiento conocido en muchas aplicaciones a lo largo de muchos años, sus velocidades de ensuciamiento más baja en algunas aplicaciones, su relativa tolerancia al cloro, y en primer lugar, su bajo costo. Sus inconvenientes incluyen la susceptibilidad química a valores altos y bajos del pH, a que son fácilmente degradadas por los microorganismos, su alta compactación especialmente a temperaturas elevadas y el pobre rechazo para los solutos orgánicos (debido a su alta solubilidad en el acetato de celulosa). Se fabrican generalmente como lámina plana y en ocasiones como fibras.

✓ *Rechazo*

Las membranas de rechazo más alto son las diseñadas para la producción en etapa simple de agua potable a partir del agua de mar. El criterio generalmente aceptado es un rechazo de NaCl del 99.4%. Algunas membranas de fibras de triacetato de celulosa lo consiguen aun más alto. Se dispone de una gama completa de membranas según sean los requerimientos de facilidad al rechazo, y se pueden fabricar membranas con excelente resistencia al cloro y estabilidad hidrolítica con un rechazo de sal por encima del 90%.

✓ *Obturación.*

Si los sedimentos que van con el agua llegan a los módulos de las membranas se depositan en la capa activa de éstas contribuyendo a su obturación. Los fabricantes de membranas usan el índice de atascamiento (SDI) para mostrar la tolerancia de sus artículos a los sólidos suspendidos.

✓ *Pretratamiento.*

El pretratamiento de las aguas que llegan a las membranas resulta esencial sobre todo para las aplicaciones de las membranas, especialmente para la ósmosis inversa y la nanofiltración. Si el pretratamiento es inadecuado, el fracaso está asegurado. Para la mayoría de las aplicaciones, el pretratamiento es específico del lugar. Es normal ajustar el pH y añadir antiincrustantes para evitar la deposición de carbonatos y sulfatos en la membrana. El ácido húmico es un ensuciador muy común en los sistemas de membranas; procesos como la floculación convencional y la filtración se utilizan normalmente para eliminarlos. El mismo tratamiento resulta apropiado para otros materiales coloidales.

✓ *Concentración de la polarización*

La polarización de la concentración influye sobre el flujo real de producto. Esto significa, por ejemplo en la desalación, cuando el agua se transfiere a través de una membrana, que la sal que se queda atrás se concentra en una solución cerca de la superficie de la membrana. Este efecto influye negativamente sobre la eficiencia de separación de la membrana, conforme se incrementa el espesor de forma paulatina, de la capa de solución concentrada de sal. Además del aumento de concentración de la sal en la interfase hay un incremento de presión osmótica de la solución en la misma que, a su vez, reduce la presión para impulsar el agua a través de la membrana. La concentración de polarización también puede destruir superficies sensibles de las membranas. La acumulación de la sal en la capa activa de la membrana puede alcanzar un espesor constante, como resultado de un equilibrio de dos factores opuestos, es decir, el transporte por convección de sal hacia la membrana, mediante el movimiento masivo del agua y la retrodifusión de sal lejos de la superficie de la membrana, debido al gradiente que se establece cerca del límite de fase.

✓ *Ensuciamiento*

Todas las membranas se ensucian con el paso del tiempo. La prevención y el remedio de la suciedad son las principales preocupaciones económicas y de operación en el diseño de una instalación de membranas. La formación de precipitados resulta de la precipitación de especies escasamente solubles. El depósito de coloides sobre la membrana a pesar del flujo transversal y la suciedad biológica es un problema para la mayor parte de las aguas a tratar.

Actualmente, la mayoría de las investigaciones que se realizan sobre las membranas de ósmosis tratan de evitar y remediar el ensuciamiento de las membranas.

2.4. ENSUCIAMIENTO Y BIOENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA

El agua que va a ser sometida al proceso de tratamiento de ósmosis inversa contiene una serie de componentes orgánicos e inorgánicos que deben ser controlados dentro de unos límites, para que pueda aplicarse directamente a unos elementos tan sensibles como son las membranas de ósmosis inversa. Es por ello que, para que su funcionamiento sea correcto, la solución que llegue a las membranas debe haber sufrido previamente un adecuado pretratamiento con el que se elimine de dicha solución la mayoría de las sustancias que puedan depositarse sobre las membranas o que puedan quedar atrapadas en el interior de los módulos por los sistemas y mallas distribuidoras de la solución de alimentación.

El ensuciamiento de las membranas deriva de la acumulación de materia en la superficie de éstas. Según la mayoría de los autores, el ensuciamiento o “fouling” se define como la acumulación de depósitos bióticos y/o abióticos sobre una superficie en contacto con un fluido (*Erguía, 1998*).

Los materiales depositados sobre la superficie de la membrana forman una estructura en forma de “torta”. En los modelos del ensuciamiento propuestos por varios autores, consideran que hay en primer lugar un bloqueo/obstrucción de poros, seguidos por el crecimiento de una torta en la superficie de la membrana. Esta tarta se caracteriza por una porosidad propia, por una resistencia específica opuesta al paso a través de la membrana, una cohesión, una densidad específica, y una granulometría más o menos homogénea.

Las películas y deposiciones de tipo orgánico/inorgánico sobre las membranas modifican la constitución de la superficie de ésta y reducen la cantidad de permeado, aumentan la presión de trabajo necesaria y agudizan el fenómeno de polarización ya que retrasan la retrodifusión de las sales hacia la corriente principal (*Schnwinge et al., 2001; Beatson y Fane, 1999*). El ensuciamiento origina también aumentos localizados de la *pérdida de carga* dando lugar a un reparto irregular de los flujos a través de las membranas, lo que motiva que proporciones de éstas trabajen con conversiones elevadas mientras otras lo hagan con conversiones más bajas, incluso cuando la conversión global del módulo o del sistema se mantenga constante. Esta irregularidad en el reparto de los flujos acelera notablemente la concentración de *polarización* y el *ensuciamiento* en las zonas de membrana que trabajan con conversiones elevadas.

Un amplio espectro de especies puede contribuir al ensuciamiento. Entre ellos podemos citar los macromoléculas orgánicas disueltas, sustancias orgánicas e inorgánicas, partículas coloidales, partículas en suspensión y microorganismos. La parte del ensuciamiento que puede ser retirado por lavado se llama "ensuciamiento reversible". El ensuciamiento que corresponde a la pérdida "definitiva" de una parte de la permeabilidad se llama "ensuciamiento irreversible". A priori, este tipo de fenómeno esencialmente se debe a una fuerte adsorción de sustancias que tienen una gran afinidad para la membrana. De otro lado, el carácter reversible del ensuciamiento depende de las medidas que se toman para lavar las membranas.

El tratamiento de las aguas residuales mediante ósmosis inversa, sin un previo pretratamiento, provoca el decaimiento acelerado en el flujo a través del sistema de membranas. Cuando este descenso del flujo alcanza un determinado valor, las membranas deben ser limpiadas para así poder volver a operar en las condiciones óptimas del proceso. En la mayoría de los casos donde se emplean sistemas de membranas en el tratamiento de aguas residuales, la limpieza ha sido siempre una de las mayores dificultades que han limitado la generalización en el uso de la ósmosis inversa en este tipo de tratamientos.

La limpieza y la prevención de cada uno de ellos es diferente, ya que estos depósitos suelen aparecer combinados entre sí, y solo cambian las proporciones de cada uno según las características del agua de aporte y el tipo de pretratamiento realizado.

Se han llevado a cabo diversos estudios para caracterizar los depósitos de las membranas, como por ejemplo los realizados por Baker y Dudley en el año 1998 (*Baker y Dudley, 1998*) que analizaron mediante autopsias un cierto número de depósitos de membranas ensuciadas con diferentes calidades del agua de aporte. Los resultados de este estudio se reflejan en la *Tabla 2.21*.

Tabla 2.21. Resultados de autopsias (*Baker y Dudley, 1998*).

Localización de la planta	Producción (m ³ /h)	Fuente de agua	Composición de la película	Contenido
Países Bajos	18	Agua salobre	44% M.O., 30% Fe, 10% SiO ₂	89%
Islas Canarias	63	Agua de mar	63% M.O., 4,7% MgCO ₃ , 1,7% CaSO ₄	92%
España	12	Agua salobre	66% M.O., 14% alúmina, 3,4% SiO ₂	94%
Italia	36	Agua salobre	26% M.O., 36% Fe, 13% SiO ₂	85%
Argentina	160	Agua salobre	44% M.O., 37% SiO ₂ , 5% Fe	93%
España	20	Agua salobre	90% M.O., 4% fosfatos, 1,9% Fe, 0,5% SiO ₂	94%
Alemania	22	Agua salobre	76% M.O., 7,1% SiO ₂ , 5,1% CaPO ₄	85%
España	1000	Agua salobre	67% M.O., 13% SiO ₂ , 4,5% alúmina	90%
Egipto	200	Agua salobre	50% M.O., 39% Fe, 2,9% CaSO ₄	92%
USA	125	Agua salobre	63% M.O., 10% alúmina	85%

Según los resultados de estos estudios se demuestra que un depósito típico posee las siguientes características.

- > 90% contenido en humedad.
- < 10% depósito seco. Éste muestra los siguientes compuestos de forma mayoritaria:
 - 50% de materia orgánica total (> 40% de sustancias húmicas del total de materia orgánica en aguas altamente coloreadas).
 - Bajo contenido inorgánico.
 - 5% en hierro como óxido de hierro cuando se trata aguas salobres.
 - Alto contenido microbiano (> 10^6 ufc/cm²) incluyendo bacterias, hongos y algunas veces levaduras.

Cuando se opera un sistema de membranas a presión constante, la consecuencia más problemática del ensuciamiento es la disminución, a veces extremada, del flujo de permeado con el tiempo. Otras consecuencias del ensuciamiento son una disminución de la vida de las membranas, lavados más frecuentes, y en consecuencia de los consumos de productos químicos, de los gastos suplementarios de energía para compensar la reducción de permeabilidad de la membrana causada por el ensuciamiento. El ensuciamiento puede también influir sobre el poder de separación de una membrana, afectando así, a la calidad del permeado.

2.4.1. ENSUCIAMIENTO COLOIDAL

El ensuciamiento coloidal es uno de los mayores obstáculos que limita el uso de la tecnología de ósmosis inversa. De ahí se deduce la importancia que tiene el conocimiento de los mecanismos físicos y químicos que gobiernan el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa por las partículas coloidales (*Zhu y Elimelech, 1997*).

2.4.1.1. RESEÑAS HISTÓRICAS DE LOS COLOIDES

Muchos investigadores han estudiado los coloides. El primero fue Selmi (1843) que preparó soluciones coloidales de azufre, azul de Prusia y caseína, realizando numerosos experimentos; llegó a la conclusión de que éstas no eran soluciones verdaderas, sino suspensiones en agua de pequeñas partículas.

Graham (1861), es considerado como el fundador de la química coloidal experimental clásica; investigó la difusión de diferentes sustancias encontrando que algunas tenían alta velocidad de difusión, pero otras lo hacían muy lentamente. De acuerdo a la velocidad de difusión, clasificó a las sustancias en dos grupos: cristaloides y coloides; los primeros podían ser fácilmente cristalizados, mientras que los coloides no. La diferencia entre ambos era mayor si la sustancia era disuelta en agua y separada del solvente puro por una membrana semipermeable, los cristaloides pasarían a través de la membrana, mientras que los coloides no.

El trabajo de Graham fue muy importante hasta que se encontró que su diferenciación entre coloides y cristaloides no era del todo correcta, ya que muchos coloides podían ser cristalizados.

Faraday también hizo importantes descubrimientos acerca de los coloides. Preparó soluciones estables de oro coloidal y estudió algunas de sus propiedades ópticas. Observó que un haz de luz bien definido al pasar a través del sol de oro, al ser observado lateralmente aparecía como una trayectoria blanca; ésto era causado por las partículas de oro, que dispersaban la luz. Luego se demostró que este hecho era una característica de los sistemas coloidales.

Schuzle, trabajó en la estabilidad de los coloides, demostrando que éstos podían precipitar muy fácilmente.

A principios del siglo XX hubo importantes progresos en el estudio de los coloides. Freundlich investigó los fenómenos de adsorción y estableció la “Ley de adsorción”, en 1903. Siedentopf y Zsigmondy en 1903 inventaron el ultramicroscopio. Posteriormente se realizaron importantes descubrimientos sobre el tamaño y movimiento de las partículas coloidales por Smoluchowsky (1906), Svedberg (1906), Perrin (1908) y Einstein (1908).

Wo. Ostwald y Von Weirman propusieron la primera clasificación racional de coloides. Introdujeron la noción de sistema disperso y el tamaño de la partícula fue tomado como el principal factor en la clasificación y caracterización de los coloides.

2.4.1.2. COLOIDES DE NATURALEZA INORGÁNICA

Los coloides son partículas de tamaño intermedio entre las moléculas y las partículas suspendidas que tarde o temprano decantan por efecto de la gravedad (0,01 a 10 μm). Es decir el estado coloidal está entre las soluciones y las suspensiones que terminan precipitando. Aunque las partículas coloidales son muy pequeñas, son lo suficientemente grandes como para dispersar la luz (efecto Tyndall) por lo que estas partículas comunican aspecto turbio u opaco al agua, a menos que estén muy diluidas. La mayoría de los coloides están cargados negativamente, por lo que en agua son estables debido a la repulsión electrostática entre estas partículas invisibles. Esta repulsión sobrepasa las fuerzas de atracción de Van der Waals, por lo que no se aglomeran y por lo tanto no precipitan. Se usa el modelo de la doble capa para visualizar la atmósfera iónica en la proximidad del coloide cargado y para explicar como actúan las fuerzas eléctricas de repulsión (*Figura 2.23*). Es posible entender este modelo como una secuencia de etapas que ocurren alrededor de un solo coloide negativo, si los iones que neutralizan sus cargas son repentinamente sacados. Veamos primero el efecto del coloide sobre el ión positivo (llamado contra-ión) en la solución. Inicialmente, la atracción del coloide negativo hace que algunos iones positivos formen una rígida capa adyacente alrededor de la superficie del coloide; esta capa de contra-iones es conocida como la capa de Stern.

Otros iones positivos adicionales son todavía atraídos por el coloide negativo, pero éstos son ahora rechazados por la capa de Stern, así como por otros iones positivos que intentan acercarse al coloide. Este equilibrio dinámico resulta en la formación de una capa difusa de contra-iones. Los contra-iones tienen una alta concentración cerca de la superficie, la cual disminuye gradualmente con la distancia, hasta que se logra un equilibrio con la concentración de los contra-iones en el seno de la disolución. En forma similar, aunque opuesta, en la capa difusa hay un déficit de iones negativos, llamados co-iones pues tienen la misma carga que el coloide. Su concentración se incrementa gradualmente al alejarse del coloide, mientras que las fuerzas repulsivas del coloide son compensadas por los iones positivos, hasta alcanzar nuevamente el equilibrio. La capa difusa puede ser visualizada como una atmósfera cargada rodeando al coloide. A cualquier distancia de la superficie, la densidad de carga es igual a la diferencia de concentración entre iones positivos y negativos. La densidad de carga es mucho

mayor cerca del coloide y gradualmente disminuye a cero cuando las concentraciones de iones positivos y negativos se asemejan. Los contra-iones de la capa de Stern y de la capa difusa son los que juntos llamaremos la doble capa. El espesor de esta doble capa depende del tipo y concentración de los iones de la solución.

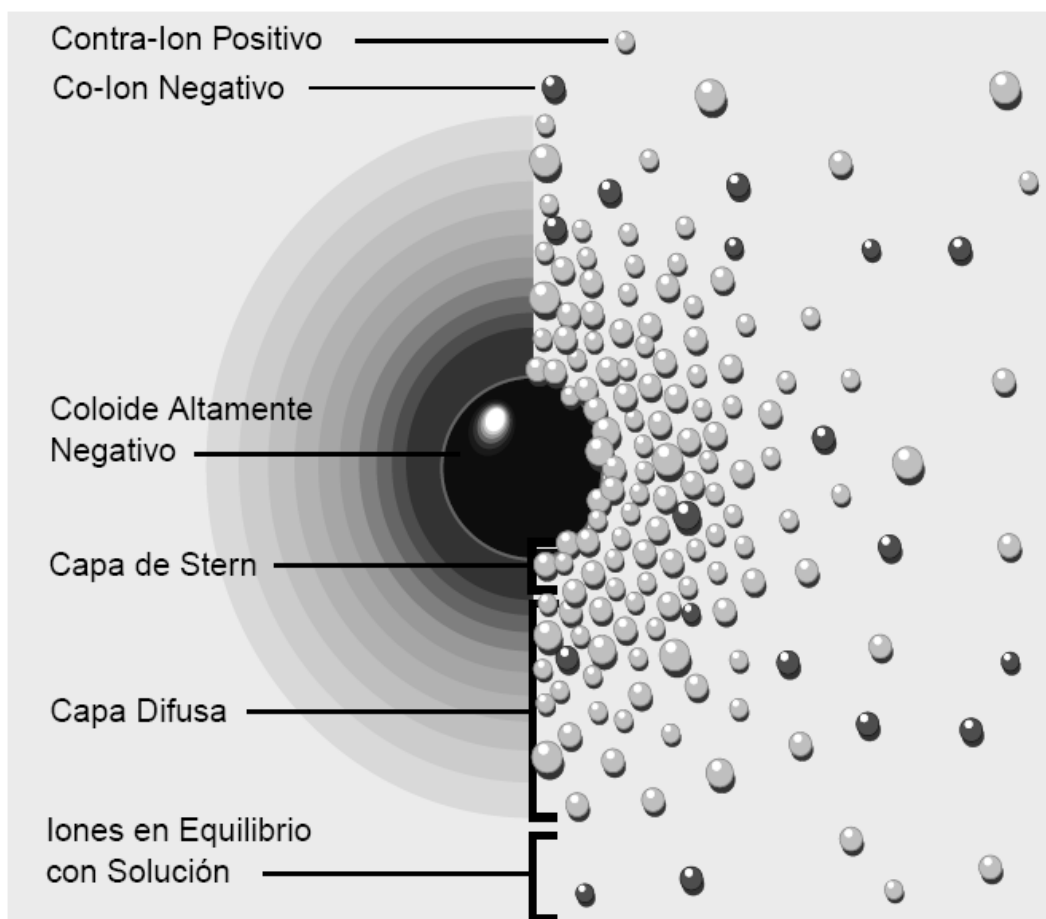


Figura 2.23. Doble capa de las partículas coloidales (Fariñas, 1999).

** Dos Maneras de Visualizar la Doble Capa* La vista izquierda muestra el cambio en la densidad de carga alrededor del coloide. La derecha muestra la distribución de iones positivos y negativos alrededor del coloide cargado.

Las propiedades esenciales de las dispersiones coloidales pueden atribuirse al hecho de que la relación entre la superficie y el volumen de las partículas es muy grande. En una solución verdadera, el sistema consiste de una sola fase, y no hay superficie real de separación entre las partículas moleculares del soluto y del solvente. Las dispersiones coloidales son sistemas de dos fases, y para cada partícula existe una superficie definida de separación.

Las dos fases que puedan distinguirse en un sistema coloidal son: la *fase dispersa*, que es la fase que forman las partículas, y el *medio dispersante*, que es el medio en el cual las partículas se hallan

dispersas, éste último puede ser líquido, sólido o gaseoso, al igual que la fase dispersa que también puede ser líquida, sólida o gaseosa. Ejemplos de coloides acuáticos son: arcillas minerales, coloides de sílice, óxidos de hierro, aluminio y manganeso, coloides orgánicos, precipitados de carbonato cálcico, etc. (Zhu y Elimelech, 1997).

De acuerdo a las fases que componen el coloide, se pueden distinguir distintos tipos:

Fase Dispersa	Fase Dispersante	Nombre	Ejemplo
Sólido	Líquido	Gel o sol	Gelatina
Sólido	Gas	Aerosol	Humo
Líquido	Líquido	Emulsión	Crema
Líquido	Gas	Aerosol líquido	Niebla
Líquido	Sólido	Emulsión sólida	Manteca
Gas	Sólido	Espuma sólida	Esponja
Gas	Líquido	Espuma líquida	Crema de afeitar
Gas	Gas	Mezcla	Aire

Las propiedades físicas y cualidades de las suspensiones están fuertemente afectadas por las propiedades de los coloides. Podremos cambiar las características de una suspensión al comprender las interacciones de un coloide individual con otro. En ocasiones buscamos maximizar las fuerzas repulsivas entre ellos, para así producir suspensiones estables. Las repulsiones mutuas entre partículas adyacentes impiden la unión de grandes y rápidas sedimentaciones de aglomerados. En los tratamientos de purificación de agua se deben, por el contrario, minimizar las fuerzas de repulsión entre las partículas que las enturbian, para que así se formen grandes aglomerados que sedimenten y filtren fácilmente. Por su tamaño microscópico, las fuerzas de unión en la superficie del coloide y el líquido son las que determinan su comportamiento.

Uno de los mayores efectos de la superficie son los fenómenos electrocinéticos. Cada coloide contiene una carga eléctrica que suele ser de naturaleza negativa, aunque también puede ser positiva. Estas cargas producen fuerzas de repulsión electrostática entre los coloides vecinos. Si la carga es suficientemente elevada los coloides permanecen discretos, dispersos y en

suspensión. Reduciendo o eliminando estas cargas se obtiene el efecto opuesto y los coloides se aglomeran y sedimentan fuera de la suspensión.

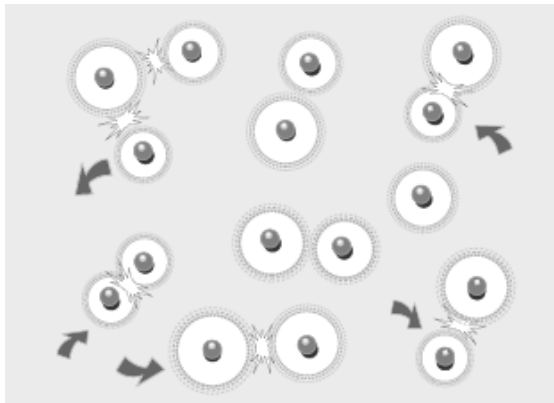


Figura 2.24.a. Partículas cargadas se repelan unas a otras.

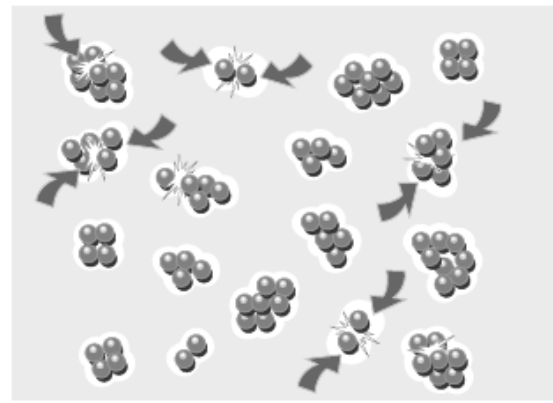


Figura 2.24. b. Partículas sin carga están libres para chocar y aglomerar.

El coloide negativo y su atmósfera cargada positivamente producen un potencial eléctrico relativo a la solución. Este tiene un valor máximo en la superficie y disminuye gradualmente con la distancia, aproximándose a cero fuera de la capa difusa (Figura 2.24). La caída del potencial y la distancia desde el coloide es un indicador de la fuerza repulsiva entre los coloides en función de la distancia a las cuales estas fuerzas entran en juego. Un punto de particular interés es el potencial donde se unen la capa difusa y la de Stern. Este potencial es conocido como el potencial zeta, el cual es importante porque puede ser medido de una manera muy simple, mientras que la carga de la superficie y su potencial no pueden medirse. El potencial zeta puede ser una manera efectiva de controlar el comportamiento del coloide puesto que indica cambios en el potencial de la superficie y en las fuerzas de repulsión entre los coloides.

La teoría DLVO (llamada así por Derjaguin, Landau, Verwey y Overbeek) es la teoría clásica que se utiliza para la explicación de los coloides en suspensión. Esta se basa en el equilibrio entre las fuerzas opuestas de repulsión electrostática y atracción tipo Van der Waals y explica por qué algunos coloides se aglomeran mientras que otros no lo hacen. La repulsión electrostática llega a ser importante cuando los coloides se aproximan y la doble capa comienza a interferir. Se requiere energía para sobrepasar esta repulsión y forzar la unión entre las partículas. Esta energía aumenta fuertemente cuando las partículas se acercan. Se usa una curva de repulsión electrostática para indicar la cantidad de energía que hay que vencer para que las partículas puedan ser forzadas a juntarse. Esta energía llega a un valor máximo cuando

las partículas están casi juntas y disminuye a cero fuera de la doble capa. Su valor máximo está relacionado con el potencial de la superficie (Figura 2.25).

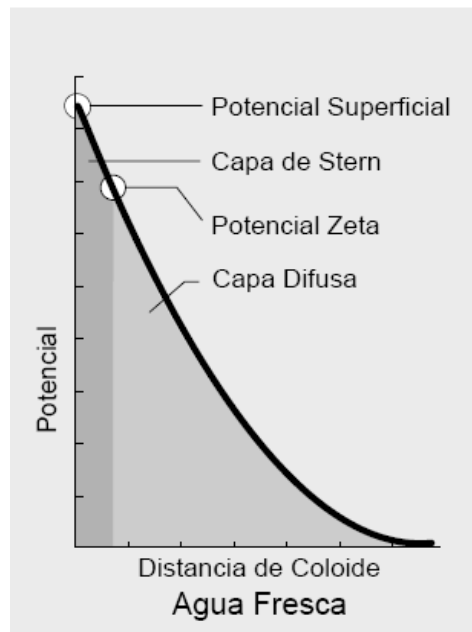


Figura 2.25. La representación del potencial Zeta frente a la distancia del coloide.

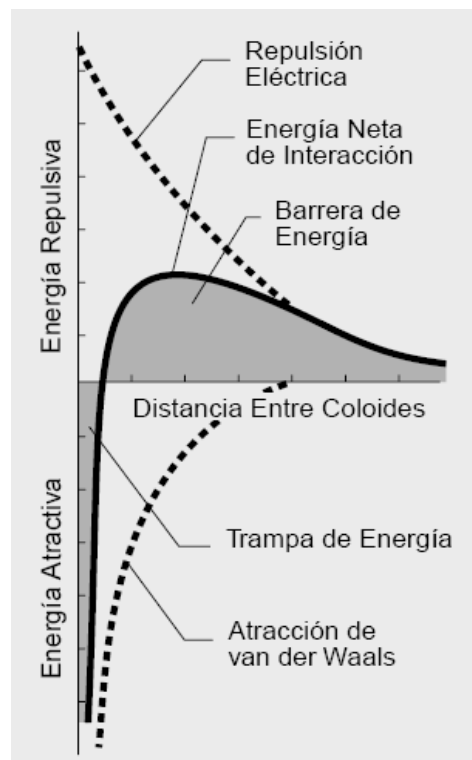


Figura 2.26. Gráfica de la curva de energía atracción y la curva de repulsión frente la distancia entre coloides.

La atracción de Van der Waals entre los coloides es ciertamente el resultado de las fuerzas entre las moléculas individuales de cada coloide. El efecto es aditivo; o sea, una molécula del primer coloide experimenta la atracción de Van der Waals de cada molécula del segundo coloide. Esto se repite para cada molécula del primer coloide y la fuerza total corresponde a la suma de todas ellas. Se usa una curva de energía de atracción para indicar la variación en las fuerzas de Van der Waals con la distribución entre las partículas (*Figura 2.2.*).

La teoría DLVO explica también la tendencia de los coloides a aglomerarse o permanecer separados al combinar la atracción de Van der Waals y la curva de repulsión electrostática: la curva combinada es llamada la energía neta de interacción. A cada distancia el pequeño valor se resta del mayor valor para dar la energía neta. El valor neto se representa entonces arriba si es repulsivo o abajo si es atractivo, y así se forma la curva. La curva de interacción neta cambia siempre de atracción a repulsión y nuevamente a atracción. Si existe una zona repulsiva, entonces el punto de máxima energía de repulsión se llama la barrera de energía. La altura de esta barrera indica cuan estable es el sistema. Para aglomerar dos partículas que van a chocar estas deben tener suficiente energía cinética debido a su velocidad y masa, como para pasar sobre dicha barrera. Si la barrera desaparece, entonces la interacción neta es totalmente atractiva y consecuentemente las partículas se aglomeran. Esta región interna es referida como la trampa de energía, pues los coloides pueden considerarse como sistemas unidos por fuerzas de Van der Waals. Dependiendo de nuestros propósitos es posible alterar el entorno del coloide para aumentar o disminuir la barrera energética. Varios métodos pueden ser usados para este propósito, tales como cambios en la atmósfera iónica, el pH o agregando compuestos activos para afectar directamente la carga del coloide. En cada caso la medida del potencial zeta indicará el efecto de la alteración, principalmente en su estabilidad.

Durante el ensuciamiento de la membrana, los coloides son acumulados sobre la superficie de la misma o dentro de los poros de ella, afectando ambos negativamente a la cantidad (flujo de permeado) como a la calidad (concentración de soluto) del agua producto.

En las membranas de ósmosis inversa, de nanofiltración y ultrafiltración, el ensuciamiento coloidal está causado por la acumulación de partículas sobre la superficie de la membrana, formando la denominada coloquialmente como “torta” (cake layer). Esta torta provoca una resistencia hidráulica adicional al flujo de agua a través de la membrana, reduciendo así el flujo de agua producto (*Zhu y Elimelech, 1995*).

Sin embargo en las membranas de microfiltración el taponamiento de los poros por partículas coloidales puede ser un importante mecanismo de ensuciamiento, junto con la acumulación de partículas sobre la superficie de la membrana (*Belfort et al., 1995*). La extensión del taponamiento de los poros y de la formación de la torta superficial depende, del tamaño relativo de las partículas en relación al tamaño de poro de la membrana.

Por tanto, como las membranas de ósmosis inversa son consideradas “no porosas”, el único mecanismo de ensuciamiento coloidal en éstas es la formación de la torta superficial (*Zhu y Elimelech, 1997*).

2.4.1.3. ENSUCIAMIENTO POR COLOIDES DE NATURALEZA ORGÁNICA

Actualmente se sabe que la principal causa de ensuciamiento crónico de las membranas usadas en la desalación o en la regeneración de las aguas es la adsorción de materia orgánica natural a la superficie de éstas. La naturaleza de este fenómeno es poco conocida, constituyendo este desconocimiento la causa principal de la imposibilidad de mejorar los métodos de limpieza de membranas (*Wiesner y Chellam, 1999*). Winfield (1979), estudió el ensuciamiento de membranas de acetato de celulosa empleando un efluente secundario de aguas residuales. Concluyó que la materia orgánica disuelta juega un papel mucho más importante en el ensuciamiento de las membranas que las partículas en suspensión. Las propiedades que hacen que las materias orgánicas posean una relativa alta propensión a ensuciar las membranas incluyen: su afinidad por las membranas, su peso molecular, grupos funcionales, y su forma.

El ensuciamiento coloidal de membranas de ósmosis inversa se produce cuando la repulsión electrostática que se origina entre la membrana y el coloide es superada por la fuerza asociada al flujo de permeado que atraviesa la membrana. La resistencia al permeado es una fuerza hidrodinámica proporcional al flujo de permeado, actuando perpendicular a la superficie de la membrana, y en dirección contraria a las fuerzas de repulsión de la doble capa eléctrica. Para soluciones químicas típicas de aguas naturales, la resistencia al permeado bajo condiciones de operación normales juega un papel más significativo que las interacciones químicas, y controla, en última instancia, la velocidad y extensión del ensuciamiento coloidal. Las partículas son hidrodinámicamente atraídas hasta las cercanías de la membranas de tal manera que es vencida la repulsión del potencial zeta, siendo entonces aglomeradas por las fuerzas atractivas de Van

der Waals. El ensuciamiento de las membranas se incrementa con el aumento de la conversión del sistema, como consecuencia de que el transporte convectivo a través de la membrana se incrementa. (*Zhu y Elimelech, 1997*).

Muchos autores han sugerido la dispersión electrostática de los coloides como un medio de mantener las membranas de ósmosis inversa libres de ensuciamiento coloidal.

No obstante, todos los intentos de incrementar su carga superficial con la adición de reactivos químicos dispersantes ha tenido efectos limitados (*Romo y Pitts, 1998*). Si se ha podido atribuir una cierta disminución en la velocidad de ensuciamiento de las membranas mediante la adición de compuestos químicos tensioactivos en el agua de alimentación, ya que aumenta la repulsión electrostática entre los coloides, y entre ellos y la superficie de las membranas, por la correspondiente adhesión de las moléculas de tensioactivo en ambas. La dispersión causada por el incremento de la carga superficial del tensioactivo se anula con el incremento de la concentración iónica de la solución, en consistencia con los principios de la dispersión electrocinética y las reacciones de floculación conocidas. Las partículas se vuelven menos negativas debido a la compresión de la doble capa y a la reducción del potencial de Stern que conduce al colapso de la doble capa. (*Zhu y Elimelech, 1997*).

El Silt Density Index (SDI) o Índice de Atascamiento es el parámetro que mide más adecuadamente la presencia de partículas y/o coloides. Este índice hace referencia a la reducción de la velocidad de filtrado por un filtro de membrana de 0,45 micras bajo condiciones estándar (al calcularse como una relación entre velocidades, este índice no tiene unidades).

La dinámica de flujo del sistema de membranas, la química de la membrana, y la naturaleza de los agentes ensuciadores afectan directamente al transporte de estos agentes hacia las membranas y su acumulación sobre o dentro de la membrana. Por tanto, el ensuciamiento coloidal de las membranas de ósmosis inversa incluye una interrelación entre interacciones físicas y químicas. Algunos autores han propuesto mecanismos adicionales que explican el transporte de partículas hacia la membrana; esos mecanismos de transporte adicionales incluyen el transporte inercial de las partículas, la difusividad inducida originada por las interacciones entre partículas, y los efectos de la química de la partícula y de la superficie de la membrana.

De forma individual ninguno de los mecanismos propuestos explican totalmente el fenómeno de ensuciamiento, ya que en soluciones coloidales los flujos de permeado experimentales obtenidos son mayores a los que se predicen con estos modelos. Una variación considerable en el flujo de permeado es predicha con un mínimo en el retroflujo desde la superficie de la membrana (y así un máximo potencial de ensuciamiento) para partículas próximas a 1 μm de diámetro cuando estos mecanismos son considerados conjuntamente como función del tamaño del coloide (*Wiesner et al., 1989*).

Sólo se disponen de evidencias experimentales indirectas de la hipótesis de la existencia de una mínima retrodifusión a partir de datos de flujo de permeado. Sin embargo, se ha confirmado de una forma más directa la existencia de esta mínima retrodifusión en base a estudios de distribución de los tiempos de residencia de partículas (*Chellam y Wiesner, 1997*). Este trabajo sugiere que el ensuciamiento se reduce enormemente cuando las membranas operan por debajo de un flujo de permeado crítico, el cual viene determinado por la magnitud de la suma de los mecanismos de retrodifusión. En la práctica, se observan bajas tasas de ensuciamiento cuando el flujo de permeado se mantiene bajo un determinado valor umbral.

Este flujo crítico también se identifica en membranas de nanofiltración, donde se encuentra una relación exponencial entre la velocidad de ensuciamiento y el flujo de permeado. La consideración de mecanismos múltiples de retrodifusión resuelven de sobra la paradoja del flujo. Sin embargo, no es posible realizar predicciones muy exactas del flujo de permeado, debido principalmente a la dificultad que existe para estimar la resistencia específica creada por el depósito de materiales. Parece que en un proceso de filtración tangencial, la resistencia específica de la torta controla el estado del flujo específico a través de la membrana. La distribución de tamaños de partículas de la corriente de alimentación y la hidrodinámica de los módulos determinan en última instancia la distribución del tamaño de partículas en la torta y la resistencia específica de ésta.

La mecánica de fluidos actual aborda el cálculo del flujo específico en filtración tangencial de coloides ignorando la influencia de la morfología de la torta sobre la efectividad de la permeabilidad del sistema. El incremento de acumulación de partículas pequeñas (menos de 1 micra) junto con el reordenamiento de las partículas en la torta puede resultar en una sustancial reducción de la permeabilidad de la torta, comparado con las tortas formadas usando un protocolo de filtración directa. Este fenómeno puede también explicar las correlaciones tan pobres que se obtienen entre el ensuciamiento de la membrana y los índices de ensuciamiento

normalmente empleados, como el índice de ensuciamiento (SDI). Existe una fuerte evidencia de la existencia de un determinado valor crítico de presión diferencial que no debería ser superado durante la operación de un sistema de membranas. Más allá de esta presión crítica, los coloides de la torta son comprimidos, y el conjunto torta-membrana aumenta (*Wiesner y Chellam, 1999*).

Un estudio realizado sobre el ensuciamiento de las membranas hidrofóbicas mostró que éstas son más propensas al ensuciamiento por materia orgánica natural que las membranas hidrofílicas. De forma genérica, una mayor densidad de carga superficial sobre la superficie de la membrana se relaciona con una mayor hidrofiliidad de la membrana. Las membranas de polisulfona, acetato de celulosa, cerámicas y membranas compuestas de poliamida usadas en el tratamiento y regeneración de aguas residuales, presentan en mayor o menor grado una carga superficial negativa. De la misma forma, las condiciones que hacen a la materia orgánica disuelta más hidrofóbica hacen que aumente la capacidad de adsorción de estos compuestos sobre las membranas, aumentando por tanto, el ensuciamiento de las mismas. Los iones calcio y los protones pueden asociarse con los grupos funcionales de las moléculas de materia orgánica natural haciéndolas más hidrofóbicas (*Wiesner y Chellam, 1999*).

Genéricamente, la química de la solución afecta a la hidrofobicidad de la materia orgánica, de forma que la formación de enlaces con sales y la posterior precipitación directa de la materia orgánica reduce la estabilidad de la materia orgánica en el agua. Este comportamiento ha sido observado durante el ensuciamiento de membranas por disoluciones que contenían proteínas a escala de laboratorio. Experiencias de campo han corroborado estas observaciones, detectándose que las aguas superficiales duras presentan una mayor propensión a ensuciar las membranas de ósmosis inversa que aguas más blandas, aún poseyendo ambas los mismos valores del índice de atascamiento SDI (*Wiesner y Chellam, 1999*). Además, la capacidad de adsorción sobre membranas de ultrafiltración es más pequeña para ácidos fúlvicos que para ácidos húmicos, y que los ácidos fúlvicos compiten con los compuestos de fosfato cálcico por los sitios de adsorción sobre la membrana (*Jucker et coll, 1994*).

Valores de pH bajos, y en algunos casos, altas concentraciones de iones calcio incrementan la capacidad de adsorción de las sustancias húmicas sobre las membranas. La capacidad de adsorción decrece con el descenso (más negativo) del potencial zeta y con el de la hidrofiliidad. La adsorción de sustancias húmicas sobre las membranas de microfiltración las hacen más hidrofílicas, y la carga aparente del poro empieza a ser menos negativa, sugiriendo

que los sitios de adsorción del poro son preferentemente rellenados antes que otros sitios de la superficie de la membrana. En 1999 Wiesner y Chellam, mostraron que la materia orgánica rica en polisacáridos y compuestos polihidroaromáticos posee una alta propensión a ensuciar a las membranas. No obstante, compuestos como las proteínas que no son tan abundantes en las membranas sucias si lo comparamos con los polisacáridos, pueden jugar un papel crítico en el ensuciamiento de las mismas.

Wiesner y Chellam mostraron también que la materia orgánica juega un papel determinante en la cohesión de los coloides depositados sobre la misma. Los análisis de los agentes ensuciadores de carácter orgánico presentes en aguas naturales y sus concentraciones relativas en la torta depositada sugieren que los compuestos polifenólicos, proteínas, y polisacáridos unen a los coloides que se han depositado sobre la membrana y pueden facilitar la adhesión de la torta a la superficie de la membrana. La adsorción del material que produce el ensuciamiento y la estabilización de la torta (o formación de una capa de gel) por materia orgánica perjudica la eficiencia de los métodos simples de limpieza hidráulica, como el contralavado, el pulso rápido, o la inversión del sentido de flujo. Como resultado, los reactivos usados para las limpiezas químicas de las membranas deben de ser capaces de romper eficientemente o redissolver los compuestos orgánicos.

La fuerza iónica de la solución de aporte es un factor determinante en el ensuciamiento coloidal. Un incremento en la fuerza iónica de la solución conlleva el aumento de la tasa de ensuciamiento, ya que a mayor fuerza iónica de la solución las partículas están menos cargadas negativamente como consecuencia de la compresión de la doble capa eléctrica y a la reducción del potencial de Stern (*Elimelech et al., 1995*). El ensuciamiento resultante puede ser justificado por las interacciones entre la fuerza iónica (químicas) y la resistencia a la permeación (físicas) que tienen lugar. Cuando la fuerza iónica de las soluciones es baja, existe una fuerte repulsión de la doble capa eléctrica entre las partículas coloidales y la superficie de la membrana. En membranas compuestas (poliamida aromática) las fuerzas hidrodinámicas asociadas al flujo de permeado (resistencia a la permeación) poseen una gran importancia como consecuencia de la alta tasa de permeación inicial, sobrepasando a las fuerzas de repulsión entre las dobles capas eléctricas de la partícula y la membrana, por lo que el ensuciamiento tiene lugar, aunque este proceso es menor para disoluciones con baja fuerza iónica. Para disoluciones con alta fuerza iónica, la repulsión de la doble capa es significativamente más reducida, y la tasa de ensuciamiento está controlada por la resistencia a la permeación.

En las membranas de acetato de celulosa, debido a la menor tasa de permeación inicial en condiciones de baja fuerza iónica de la solución, la repulsión que se produce entre las dobles capas eléctricas de la partícula y la membrana puede ser superior a las fuerzas hidrodinámicas asociadas al flujo de permeado, por lo que el ensuciamiento es mínimo. Sin embargo, para disoluciones con elevada fuerza iónica, el rango y magnitud de la repulsión de la doble capa es reducida y el ensuciamiento de estas membranas se debe a la acción de la resistencia a la permeación.

Otro parámetro que contribuye en el ensuciamiento de las membranas es la concentración coloidal: a medida que aumenta la concentración de coloides en el agua de alimentación aumenta la reducción en el flujo (*Zhu y Elimelech, 1997*). La justificación de este hecho es que a medida que aumenta la concentración de partículas coloidales, la velocidad de transporte convectivo de éstas hacia la superficie de la membrana (el flujo de permeado y la concentración de partículas) se incrementa, lo que conlleva a que la tasa de deposición global de coloides sobre la membrana también aumente. Consecuentemente, la cantidad de depósitos coloidales se incrementa, resultando en un aumento de la resistencia al flujo de agua y por tanto en una reducción del flujo de permeado. Si se compara el flujo relativo de permeado de las membranas compuestas (poliamida aromática) y las membranas de acetato de celulosa se observa como, para una misma concentración de partículas, el flujo relativo a través de la membrana compuesta decrece mucho más rápidamente que en las membranas de acetato de celulosa. Este comportamiento se atribuye a dos factores: a que el flujo inicial de permeado es más alto en las membranas compuestas y a la morfología superficial rugosa de este tipo de membranas.

Uno de los factores más importantes que juegan un papel determinante en el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa es la morfología de su superficie. *Zhu y Elimelech (1997)* estudiaron el comportamiento de membranas de acetato de celulosa y poliamida aromática frente a una solución coloidal de sílice; tras numerosos experimentos llegaron a demostrar que el principal factor que determina que el ensuciamiento sea más acusado en las membranas de poliamida aromática es la morfología superficial de las mismas. La rugosidad superficial de las membranas compuestas de poliamida aromática producen fuerzas tangenciales que pueden inmovilizar a las partículas coloidales sobre la superficie de la membrana (*Adamczyk y col., 1983*).

Es más, cuando una partícula coloidal se encuentra en las proximidades de la superficie rugosa de una membrana, las interacciones que se producen entre ambas no pueden ser descritas por una interacción de carácter simple entre ambas, sino que hay que considerar que se producen una mayor cantidad de interacciones, lo que conlleva que exista una verdadera distribución de interacciones energéticas que conllevará la deposición o no del coloide (*Elimelech et al., 1995*).

Estos efectos de la rugosidad superficial resultan en un realzamiento de la deposición coloidal sobre la superficie de la membrana (comparado con un caso ideal de membrana lisa) y, por tanto, un más severo ensuciamiento.

Para estudiar la influencia del flujo de permeado sobre el ensuciamiento coloidal de las membranas, Song y Elimelech (1995) investigaron de forma teórica la deposición de partículas en superficies permeables bajo un régimen de flujo laminar. Sus análisis teóricos indicaron que la tasa de deposición coloidal sobre la superficie permeable está controlada por una interacción entre las repulsiones de la doble capa y la fuerza opuesta: resistencia a la permeación, resultando en un flujo convectivo a través de la membrana. La resistencia a la permeación es proporcional al flujo de permeado, que actúa perpendicular a la superficie de la membrana, en dirección opuesta a las fuerzas de repulsión de la doble capa. Bajo condiciones típicas de operación, la fuerza de resistencia a la permeación puede ser significativa, superando las fuerzas de repulsión de la doble capa eléctrica y resultando en una deposición de partículas y consecuentemente en un ensuciamiento de la membrana.

El flujo de permeado juega un importante papel en el control de la tasa de deposición coloidal sobre la superficie de las membranas y, consecuentemente, en la extensión del ensuciamiento.

Aunque la tendencia actual es utilizar membranas que consigan la mayor cantidad de permeado posible para obtener así mayores tasas de producción de agua, en aguas con un alto potencial de ensuciamiento puede ser más beneficioso operar con bajas tasas de flujo de permeado para así reducir el ensuciamiento de la membrana. Por tanto, cada tipo de agua poseerá un umbral de flujo de permeado por debajo del cual las posibilidades de ensuciar las membranas se reducen significativamente (*Zhu y Elimelech, 1997*).

2.4.2. BIOENSUCIAMIENTO

Además del ensuciamiento coloidal, el ensuciamiento de naturaleza biológica también es uno de los factores limitantes que influyen sobre el uso más amplio de las tecnologías de membranas. Dicho ensuciamiento se define como el crecimiento no controlado de organismos en el sistema de membranas y se produce cuando la solución de aporte contiene suficientes elementos nutritivos como para favorecer el rápido desarrollo de microorganismos en el interior de los módulos. El crecimiento incontrolado de organismos está generalmente referido como bioensuciamiento, siendo éste debido a la presencia de delgadas películas de células y a sus secreciones. Las consecuencias directas de su existencia se manifiestan en el aumento de la pérdida de carga, la reducción del flujo de permeado y un decrecimiento en el rechazo (*Gare, 2002*).

En el sistema de membranas, el bioensuciamiento suele aparecer en forma de “capa de gel”, un poco viscosa y pegajosa, ya que su estructura típica contiene grandes cantidades de polisacáridos y microorganismos. Otras biopelículas en cambio, sólo están formadas por grandes cantidades de microorganismos. Habitualmente la biopelícula suele tener entre 10^6 y 10^8 unidades formadoras de colonia (ufc) de bacterias por cm^2 de membrana. El bioensuciamiento ocurre a pesar del empleo de sistemas de pretratamiento, que incluyen la adición de desinfectantes como el cloro. El bioensuciamiento puede causar pérdidas severas de rendimiento y requerir el uso de costosos procedimientos de limpieza para mantener la producción y la calidad del agua. El ensuciamiento es a menudo tan severo que no se pueden mantener valores aceptables de operación y puede requerir, incluso, la sustitución de las membranas (*Baker y Dudley, 1998*).

Entre las características fundamentales que diferencian un bioensuciamiento de un ensuciamiento coloidal de naturaleza inorgánica, está el desarrollo de fenómenos de adsorción relacionados con multitud de macromoléculas de glicoproteínas y heteropolisacáridos que caracterizan el bioensuciamiento (*Wicken, 1985*); de otro lado la fijación microbiana es un proceso de multietapas controlado metabólicamente (*Marshall, 1985*). No obstante, al principio de la adhesión superficial ambos tipos de ensuciamiento tienen lugar a través de fuerzas eléctricas de igual naturaleza (*Van der Waals, hidrofóbicas, etc.*).

Otras características que distinguen el bioensuciamiento de la deposición inorgánica es que una vez establecidos los microorganismos sobre la superficie de la membrana, éstos pueden

reproducirse rápidamente. Al igual que otros procesos sumergidos, el crecimiento microbiano viene regulado por la disponibilidad y difusión de los nutrientes dentro de la biopelícula, la eliminación de metabolitos tóxicos, y el caudal de alimentación, que juegan un papel fundamental en la determinación de la cinética de desarrollo de la biopelícula y en el descenso del flujo. Dichos desarrollos pueden afectar el rendimiento de la instalación, destruyendo la capa activa ya que los desarrollos biológicos suelen formar una fina película sobre las membranas perdiendo éstas sus características en el caso de ser membranas de acetato de celulosa, ensuciando las membranas formando una fina película sobre las membranas que produce los mismos efectos que una deposición por partículas coloidales, o bien contaminando el permeado a través de las juntas tóricas ya que éstas si están dañadas permitirán el paso de bacterias al flujo de producto.

2.4.2.1. FORMACIÓN DE BIOPELÍCULAS EN LAS MEMBRANAS

Las bacterias son capaces de colonizar casi cualquier superficie y se las ha encontrado en condiciones extremas de temperaturas y pH, hasta hay bacterias que son resistentes a ciertos biocidas. Los factores que de forma más importante influyen en la tasa de desarrollo de la biopelícula son: la relación carbono/nitrógeno/fósforo, la temperatura, el potencial redox y el pH (*Cullimore, 1992*). El uso de biocidas, particularmente cloro, puede presentar ventajas operacionales pero puede también incrementar los problemas de bioensuciamiento. Los microorganismos sujetos de forma continua a bajas concentraciones de biocidas, a menudo, exudan grandes cantidades de polisacaridos extracelulares (EPS) como protección, y este material es el que forma parte de la biopelícula (*Baker y Dudley, 1998*).

Algunos biocidas son oxidantes, y en el caso de las membranas de poliamida aromática éstos pueden ser un problema debido a la alta sensibilidad a éstos, por lo que suele ser necesaria su eliminación antes de su entrada al sistema de membranas, no existiendo a partir de entonces ningún sistema que controle el crecimiento microbiano. Teniendo esto en cuenta, cualquier microorganismo que haya podido resistir el proceso de desinfección previo podrá a partir de entonces, si las condiciones le son favorables, proliferar sin ningún tipo de impedimento.

La mayoría de las plantas de ósmosis inversa y nanofiltración utilizan cloro para desinfectar el agua de alimentación y posteriormente eliminan este cloro mediante el uso de bisulfito sódico.

También se suele dosificar durante cortos periodos de tiempo pequeñas dosis de biocida. Varios estudios han demostrado que en los sistemas con cloración/decloración, el crecimiento biológico es mucho peor que sin este pretratamiento. En estos sistemas las bacterias son más difíciles de controlar y de eliminar del sistema. Además, con la adición de cloro, bisulfito sódico, del posible biocida y de todos los posibles productos secundarios incrementamos en gran medida el aporte de nutrientes a la biopelícula. También se ha demostrado que con dosis de choques del biocida, las bacterias se protegen de éste segregando una capa extracelular de polisacáridos. Esta capa polisacárida es una excelente protección de la biopelícula ante el biocida y ante los productos de limpieza. En numerosos casos se ha sugerido la eliminación de la cloración/decloración, y en la mayoría de los casos, la biopelícula se ha mantenido estable (Del Vigo, 2000).

La biopelícula se puede adherir en varios lugares del dispositivo de membranas. La *Tabla 2.22 y 2.23* siguientes muestran las típicas disposiciones de la actividad microbiana en una membrana espiral sucia, así como los géneros más comúnmente encontrados en las autopsias de diferentes membranas realizadas por Baker y Dudley (1998).

Tabla 2.22. Actividad biológica típica en elementos de membrana espirales sucios (Baker y Dudley, 1998).

	<i>Intervalo ufc (bacterias/cm²)</i>	<i>Intervalo ufc (hongos/cm²)</i>
Membrana	$1 \times 10^2 - 1 \times 10^8$	$0 - 1 \times 10^3$
Espaciador plástico	$4 \times 10^2 - 5 \times 10^6$	$0 - \times 10^3$
Colector de permeado	$< 1 \times 10^2 - 1 \times 10^6$	0

Tabla 2.23. Microorganismos comúnmente identificados en biopelículas de membranas (Baker y Dudley, 1998).

	Género
- Bacterias	<i>Corynebacterium, Pseudomonas, Bacillus, Arthrobacter, Flavobacterium,</i>
- Hongos	<i>Aeromonas</i>
- Levaduras	<i>Penicillium, Trichoderma, Mucor, Fusarium, Aspergillus</i>

Flemming y Schaule (1988) identificaron en las autopsias que realizaron a membranas que trataban aguas potables las siguientes especies: *Pseudomonas vesicularis*, *Acinetobacter calcoaceticus*, y *Staphylococcus warneri*; Ridgway y col. (1983), identificaron un total de seis grupos genéricos diferentes de microorganismos en membranas de acetato de celulosa alimentadas con un efluente secundario. Los seis grupos genéricos eran los siguientes: *Acinetobacter*, *Pseudomonas/Alcaligenes*, *Bacillus/Lacto-bacillus*, *Flavobacterium/Moraxella*, *Micrococcus* y *Serratia*. Estas bacterias se aislaron a partir de la autopsia realizada a membranas que habían estado en funcionamiento durante tres años; el grado de desarrollo de la biopelícula podía ser considerado como avanzado.

Posteriormente se reveló que la responsable de la colonización de las membranas de acetato de celulosa y poliamida aromática empleadas en Water Factory 21 era una *Mycobacteria* (*Mycobacterium fortuitum*). Algunos meses después del desarrollo de la *Mycobacteria*, ésta fue reemplazada por un número mucho más diversificado de microorganismos: *Acinetobacter*, *Shigella*, *Alcaligenes*, *Pseudomonas*, *Klebsiella*, *Flavobacterium/Moraxella*, así como otras especies sin identificar gram-positivas. Estas observaciones sugieren que la formación de una biopelícula transcurre bajo cambios sucesivos de la estructura de la comunidad microbiana (Ridgway, 1983 y Safarik et al., 1989).

Una de las hipótesis de las interacciones que tienen lugar en la formación de una biopelícula es la modificación de la superficie de la membrana por la *Mycobacteria* a través de la síntesis y deposición de polímeros extracelulares, los cuales pueden servir como nueva superficie que favorece posteriores adhesiones de otras bacterias. Las *Mycobacterias* se consideran como indicadores de colonización ya que exhiben una mayor afinidad por las superficies de las membranas de ósmosis inversa que otros géneros bacterianos; además su resistencia al cloro le permite colonizar la membrana bajo esas condiciones.

El uso previo de desinfectantes químicos en los sistemas de membranas favorece en cierta medida el ensuciamiento ya que ayudan a generar más cantidad de polisacáridos extracelulares excretados por los microorganismos y responsables de la naturaleza viscosa de la biopelícula.

Generalmente se puede realizar las siguientes afirmaciones sobre el fenómeno de bioensuciamiento (Baker y Dudley, 1998):

- Aunque la mayoría de las biopelículas tienen características comunes, sus estructuras varían enormemente.
- El impacto de la biopelícula sobre el rendimiento de una planta depende de la composición y estructura de la biopelícula.
- La resistencia de la biopelícula a las limpiezas químicas y biocidas se incrementará si no se emplean medidas de control eficientes.
- Una biopelícula formada bajo condiciones naturales puede resultar más fácil de controlar a largo plazo que aquella formada cuando se usan los biocidas.
- Los biocidas no oxidantes deberían ser siempre aplicados en “dosis de choque”. Se debería considerar el uso de dos biocidas no oxidantes en un programa control de biocrecimiento.

2.4.2.2. PRINCIPALES EFECTOS DEL BIOENSUCIAMIENTO

El desarrollo de la biopelícula “biofouling” sobre la superficie de las membranas de ósmosis inversa afecta directamente a la eficacia y a los costes de operación del sistema. Los principales síntomas asociadas a un ensuciamiento biológico son los siguientes:

- *Pérdida de permeado.* Los mecanismos moleculares a través de los cuales los microorganismos y sus polímeros extracelulares reducen el flujo no son bien conocidos todavía. Cuando tiene lugar el bioensuciamiento a lo largo de la vida media del sistema, es común observar un descenso del 30 al 50% del caudal normalizado. El descenso consta de dos etapas; la primera transcurre entre los seis y doce primeros meses, y en ella se produce un rápido descenso. En la segunda etapa el descenso es más gradual en el tiempo. La extensión de cada una de las etapas puede variar en función de factores como el tipo y número de microorganismos, la disponibilidad de nutrientes, el tamaño de la biopelícula, características del agua de alimentación, etc. Además, hay que tener en cuenta también las condiciones hidrodinámicas propias de cada instalación, lo que hace difícil extrapolar las cinéticas de reducción de flujo de unas instalaciones a otras.

- *Aumento gradual de la presión diferencial.* El bioensuciamiento en los canales de alimentación y espaciadores en elementos de configuración espiral (*Figura 2.27*) causa a menudo un aumento significativo en la presión diferencial, el cual es detectado antes de que se

vea afectado el caudal producto normalizado o la calidad de éste. En las biopelículas que se forman en las membranas, el incremento en la resistencia hidráulica reatribuye a menudo a las propiedades de viscoelasticidad de la propia biopelícula (*Baker y Dudley, 1998*).



Figura 2.27. *Imagen obtenida de una autopsia, mostrando la biopelícula de una membrana de poliamida aromática estudiada en la planta piloto.*

La biopelícula no solo se desarrolla sobre las membranas, sino que también se lleva a cabo en los espaciadores de las mismas, lo que lleva asociado un aumento de la resistencia al paso del fluido (*Figura 2.28*).

Si la colonización es suficientemente densa puede producirse la obstrucción de los canales, aumentando considerablemente la pérdida de carga y la reducción del flujo turbulento sobre la superficie de la membrana, lo que puede llevar a que las concentraciones de sales sobre la superficie de éstas sea lo suficientemente elevada como para precipitar sobre éstas.

Si los valores de presión de operación empleados superan los valores especificados por los fabricantes, puede tener lugar un fenómeno asociado al aumento de presión diferencial conocido como telescopio. Éste consiste en una deformación irreversible del módulo provocado por una presión excesiva y originada por el cambio de modelo de flujo a través del módulo, lo que reduce significativamente la operatividad y vida de las membranas.

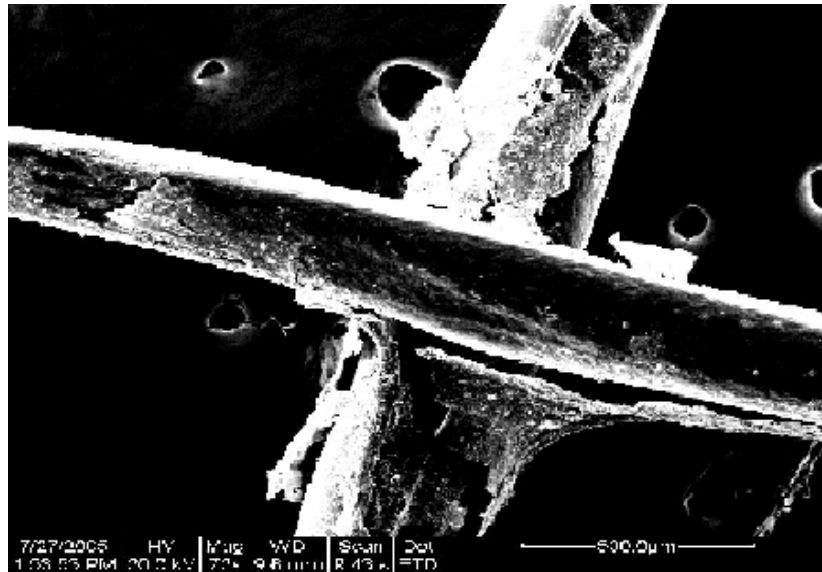


Figura 2.28. Foto del espaciador de una membrana ensuciada con un efluente secundario obtenida en el microscopio electrónico.



Figura 2.29. Sistema antitelescopio de las membranas de ósmosis inversa en configuración espiral.

Actualmente, para resolver el problema de deformación del módulo que contiene la membrana, se construyen los módulos que contienen las membranas con unas piezas plásticas al principio y al final de cada módulo para así evitar esta posible deformación del sistema (Figura 2.29).

- *Pérdida del rechazo salino.* Dos mecanismos parecen estar involucrados en el descenso del rechazo salino: el primero de ellos no altera la capacidad de rechazo de forma directa, pero afecta indirectamente a la tasa de transporte de los iones, en respuesta a un aumento del gradiente de concentración de los sólidos disueltos. Este mecanismo se produce como consecuencia del desarrollo de la biopelícula sobre la superficie de las membranas, lo que reduce el flujo y turbulencia sobre éstas, provocando la acumulación de sales en las cercanías de la superficie activa de las membranas (Figura 2.30).

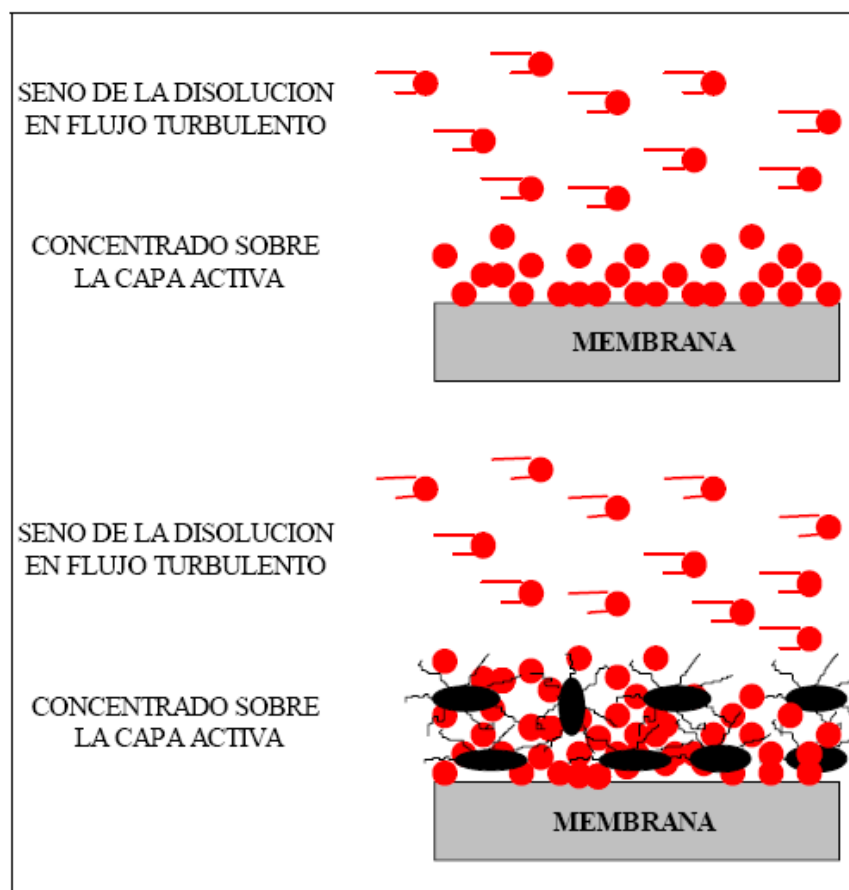


Figura 2.30. Representación del efecto que tiene la formación de una biopelícula en una membrana de ósmosis inversa

Puesto que el porcentaje de rechazo de sales para una membrana de ósmosis inversa es constante respecto de la concentración del soluto, la cantidad de sales que aparecen en el agua permeada es proporcional a la concentración de polarización que tiene lugar sobre la capa activa. Este proceso puede verse agravado si se aumenta la conversión del sistema dando origen a un agua producto de baja calidad.

El segundo mecanismo que afecta a la capacidad de rechazo de las membranas está relacionado con la descomposición del polímero que conforma a ésta. Existen numerosas comunicaciones que sugieren que las bacterias adheridas a membranas de acetato de celulosa de ósmosis inversa pueden excretar enzimas y otras sustancias que hidrolizan y atacan directamente a las membranas, dañándolas de forma irreversible (Guy, 1980; Motomura y Taniguchi, 1981; Sinclair, 1982; Ridgway, 1988). Sin embargo, la hidrólisis de polímeros de acetato de celulosa muy sustituidos (con alto contenido en grupos acetilo) no ha sido demostrada bajo condiciones de laboratorio. Ho y col. (1983) aislaron bacterias y hongos de biopelículas de membranas, las cuales se revelaban incapaces de degradar membranas de acetato de celulosa y polímero in vitro, aunque algunos de los hongos aislados eran capaces de hidrolizar enzimáticamente celulosa sin sustituir. Esta incapacidad de hidrólisis de membranas de acetato de celulosa muy sustituidas está atribuida precisamente, al alto grado de sustitución de acetato en los polímeros de celulosa. Existen también autores (Kutz et al. 1986) que manifiestan haber aislado y controlado microorganismos de las aguas *Seliberia sp.* sobre membranas de acetato de celulosa que habían experimentado descensos en su capacidad de rechazo salino. Dado que no fue posible demostrar actividad enzimática alguna, estos autores indican la posibilidad de que como consecuencia de las actividades metabólicas de los microorganismos, se produjeron pH locales agresivos para las membranas que terminaron por hidrolizarlas.

Por contra, prácticamente no se tiene conocimiento de procesos de degradación de las membranas con polímeros de poliamida aromática o polisulfona. La razón estriba en que se trata de compuestos refractarios para los microorganismos, aunque, no deben ser consideradas completamente resistentes a los ataques de éstos, ya que son fuentes potenciales de asimilación de carbono reducido y nitrógeno. Además, los pegamentos orgánicos empleados en la fabricación de los módulos de ósmosis inversa también pueden ser considerados potencialmente biodegradables, y durante periodos largos de paradas de las instalaciones se deben tomar precauciones mediante el empleo de agentes bactericidas (Kathon, formaldehído, bisulfito sódico, aminas cuaternarias,...) que mantengan húmedas y protegidas a las membranas.

2.4.3. INCRUSTACIONES

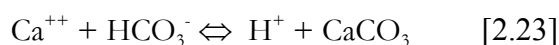
De modo general, las incrustaciones en las membranas se producen bajo el efecto de las precipitaciones de las sales del agua de alimentación, por ello, se debe tener especial cuidado de no sobrepasar los límites de solubilidad de las sales más problemáticas. Este hecho repercute en el control de la conversión del sistema. El primer síntoma de un problema de incrustaciones es la disminución notable en el rendimiento de la planta o un aumento notable de la presión de operación. Ésto ocurre porque las capas de incrustación son muy impermeables y ofrecen gran resistencia al paso de producto. Si no se interviene de inmediato, el depósito de sales incrustantes puede crecer hasta obstruir los canales de salmuera lo que se traduce en un aumento notable de la presión diferencial y un peligro potencial en el daño de los elementos.

En ausencia de una mezclado suficiente dentro del concentrado, el fenómeno de polarización se ve agudizado aún más si cabe, ya que la no existencia de turbulencias en las inmediaciones de la membrana implica que la capa donde el flujo es laminar sea mayor. Para solucionar este problema se utilizan unas mallas de plásticos (espaciadores) que se colocan encima de la capa activa de la membrana, consiguiéndose así un mayor flujo turbulento, y por tanto, una menor tendencia a la precipitación de las sales.

Además, hay que recordar que en la ósmosis inversa se produce un proceso de concentración de sales. Según aumenta la conversión, aumenta la concentración de sales en el agua de rechazo. Llega un momento en que si se excede el límite de precipitación de la sales, se forman cristales sobre las membranas. Cuanto más alta sea la recuperación, mayor es el factor de concentración de las sales en el agua, por tanto, se recomienda no superar los límites de conversión recomendados por el fabricante, y en tal caso utilizar las etapas de trabajo necesarias.

Las principales sales incrustantes son:

Carbonato cálcico (CaCO_3). Ha sido siempre la incrustación más común y la que ha originado los mayores problemas. La solubilidad del CaCO_3 depende del pH tal como se puede observar en la siguiente reacción:



La adición del H^+ como ácido, conduce el equilibrio en sentido izquierdo, pudiendo mantener el Carbonato Cálcico disuelto. Con la adición de más ácido se eliminan los bicarbonatos, tal como se indica en la ecuación II:



En muchos casos el CO_2 generado no es deseado en el permeado. Este puede ser eliminado mediante desgasificación en el flujo de permeado o en el flujo de alimentación. La desgasificación en el permeado es apropiada cuando se sospecha un potencial ensuciamiento biológico, ya que una alta concentración del CO_2 en el agua que se está tratando detiene el crecimiento bacteriológico en la superficie de la membrana. La desgasificación en la alimentación es, por el contrario, preferida cuando la prioridad es la retención de sales. La eliminación de CO_2 conduce a un incremento del pH y a pH > 6 el rechazo es mejor que a pH < 5. La mayoría de los sistemas que usan ácido en el pretratamiento, utilizan el sulfúrico (H_2SO_4), debido a su bajo costo, fácil manipulación y a su amplia. Sin embargo, la adición de H_2SO_4 incrementa el número de sulfatos en el agua de alimentación, pudiendo incrementar la probabilidad de incrustaciones de sulfato cálcico. Otra manera de prevención del problema es mediante la adición de antiincrustantes o inhibidores (*Sanchez, 2001*).

Sílice (SiO_2). El riesgo de ensuciamiento por sílice es el factor limitante en la maximización de la conversión en sistemas con altos niveles de sílice en el agua de alimentación. La sílice se encuentra presente en la mayoría de las aguas de alimentación en concentraciones que van de 1-100 ppm. La presencia de alto nivel de SiO_2 implica que se tiene un agua mineral antigua, fósil y probablemente muy baja en contaminación bacteriana. Es fundamental operar fuera de los límites de precipitación de la sílice ya que las salmueras con alto contenido en sílice pueden conducir a un ensuciamiento de las membranas grave e irreversible. La química de precipitación del silicio es compleja, ya que se puede presentar en forma de sílice coloidal, silicato magnésico o aluminosilicatos, dependiendo de la composición del agua de alimentación y de las condiciones del sistema. Además, la sílice tiene diferentes formas polimorfas, cada una con diferentes estructuras y solubilidades. Debido a esto, la predicción de las incrustaciones por sílice y sus derivados no se conoce todavía de forma adecuada (*Sanchez, 2001*).

Sulfato Cálcico ($CaSO_4$). Los sulfatos proceden fundamentalmente del yeso o anhidrita, siendo los más frecuentes el sulfato sódico y el magnésico. Contribuyen a la salinidad de las

aguas y a veces alcanzan concentraciones tan elevadas como 2000 mg/l. La incrustación del sulfato cálcico ocurre cuando la solubilidad de sulfato es excedida. Ésta puede ser prevenida mediante la reducción de las cifras de recuperación. Al igual que en el caso anterior se pueden usar resinas de intercambio iónico para la eliminación de parte o todo el Ca^{++} , permitiendo mayores cifras de recuperación en el sistema, pero se trata de una solución de alto coste utilizada en casos muy específicos. Otros mecanismos de prevención es la utilización de la precipitación con cal o cal más sosa que conllevan la reducción del catión calcio; el mecanismo más usado es la aplicación de anti-incrustantes que utilizan la meta-estabilidad para inhibir la precipitación (Sanchez, 2001).

Sulfato de Estroncio (SrSO_4). El sulfato de estroncio es muy insoluble, pudiendo causar problemas de incrustaciones en membranas de tipo fibra hueca, aún en cantidades de 6 mg/L. Los problemas con el estroncio se agudizan cuando se tienen condiciones de flujo laminar y puntos hidráulicos muertos, pudiendo en esos casos formar núcleos de cristalización y hacer que se precipiten las demás sales sobresaturadas que acarrea el concentrado de la ósmosis (sulfatos, carbonatos).

Sulfato de bario (BaSO_4). El sulfato de bario es aún más insoluble que el de estroncio. Se satura a concentraciones del orden de 0,1 mg/L, y forman núcleos de precipitación que inducen la precipitación de otros componentes en el agua.

Fluoruro (F). Niveles de fluoruro en el agua de alimentación de hasta 0.1 mg/l pueden crear un incrustamiento potencial si la concentración de calcio es elevada. Para el control de la precipitación de tales sales se deben aplicar las mismas recomendaciones que se sugirieron para el CaSO_4 .

Óxidos metálicos:

La precipitación de los óxidos metálicos en la superficie de la membrana puede ir en detrimento de los parámetros de diseño de la planta y su eficiencia. Los metales más comunes son el hierro y el manganeso.

Hierro (Fe): La química del hierro en el agua es bastante compleja. Hay dos tipos de iones de hierro, el ferroso y el férrico. El primero es inestable en presencia de aire y cambia al estado férrico. Cuando el Fe^{2+} es oxidado a Fe^{3+} puede precipitar como hidróxido férrico. El ión ferroso puede ser disuelto en cantidades de hasta 50 ppm en aguas que son casi neutras e

incluso en cantidades mayores en aguas ligeramente ácidas. En contraste el ión férrico es casi completamente insoluble en agua alcalina o débilmente ácida. Para la eliminación del hierro puede procederse a la aireación del agua seguido por filtración. Otra técnica es la utilización de filtración con arena verde de manganeso. El manganeso tiene un comportamiento similar al hierro y se presenta en las mismas condiciones que éste. Aparece como bicarbonato manganoso soluble que cambia a hidróxido de manganeso insoluble cuando reacciona con el oxígeno del aire (Sanchez, 2001).

Cohen y Probst (1986), estudiaron la velocidad de ensuciamiento en membranas de acetato de celulosa de ósmosis inversa por coloides de hidróxido férrico. El ensuciamiento fue correlacionado con el crecimiento de la “torta”, y se encontró una dependencia lineal entre el flujo de permeado y el espesor de la “torta” (cake layer), durante las primeras etapas del ensuciamiento. La química de la solución en este estudio, sin embargo, se limitó a agua desionizada, así que el papel de las interacciones físicas y químicas en el ensuciamiento de la membrana no pudo ser estudiado de forma sistemática.

El manganeso (Mn). Este elemento tiene un comportamiento similar al hierro y se presenta en las mismas condiciones que éste. Aparece como bicarbonato manganoso soluble que cambia a hidróxido de manganeso insoluble cuando reacciona con el oxígeno del aire. El mejor pretratamiento para ambos elementos consiste en evitar su oxidación utilizando bombas sumergibles, que impulsan directamente el agua a tratar, desde el punto de la captación hasta la aspiración de la bomba de alta presión, sin exponerla al aire. Cuando los iones Fe^{3+} y Mn^{2+} aparecen simultáneamente en el agua, el primero puede catalizar la oxidación del segundo por lo que es muy conveniente la utilización de antiincrustantes. Cuando se producen precipitados de hierro y manganeso sobre las membranas, se consiguen buenos resultados en su limpieza bajando el pH por debajo de 3.

Aluminio (Al). Si la solución de aporte a las membranas tuviese un alto contenido en aluminio, éste podría precipitar en forma de hidróxido cuando:

- Se reduzca el pH de la solución para evitar la precipitación del carbonato cálcico.
- Se supere su producto de solubilidad en las proximidades de la membrana.

Zhu y Elimelech (1997) investigaron el efecto de la naturaleza de la solución sobre la tasa de ensuciamiento en membranas de acetato de celulosa y de poliamida aromática por coloides de

óxidos de aluminio. Ellos demostraron que el ensuciamiento coloidal es controlado por la interacción coloide-membrana, y por la interacción de los coloides suspendidos con los coloides previamente retenidos. Su estudio, sin embargo, no se puede generalizar a otras partículas coloidales porque los coloides de óxidos de aluminio bajo las condiciones de pH investigadas estaban cargados positivamente, mientras que la mayoría de los coloides acuáticos están cargados negativamente.

Desde el punto de vista del pretratamiento o acondicionamiento del agua a tratar es necesario actuar sobre la naturaleza física y la forma química de los diversos contaminantes y las sales disueltas que acompañan al agua a tratar. Se garantiza una máxima eliminación del problema de precipitación de sales debido a la polarización y a la concentración de rechazo dosificando el correcto reactivo antiincrustante (*Michel, 1998*).

En la actualidad existen sustancias inhibidoras que proporcionan una capacidad para prevenir la formación de incrustaciones. Se están utilizando organofosfatos, por ejemplo, fosfobutano tricarboxilatos, hexameten diamino tetrameten fosfonatos, amino trimeten fosfonatos, hidroxí etilen difosfonatos. También se están usando polímeros sintéticos, por ejemplo, poliacrilatos, polimaleatos, poliamino poli metilfosfonatos, mostrando un buen control de las incrustaciones tanto de carbonatos como de sulfatos. Específicamente, los poliacrilatos también proporcionan un cierto control de los iones metálicos, tienen propiedades dispersantes y son térmica e hidrolíticamente estables (*Amjad, et al, 1995*). Con la incorporación de copolímeros, se está desarrollando una nueva generación de antiincrustantes sujetos a patentes, precisamente para mejorar tanto las propiedades dispersantes respecto a los coloides como la capacidad de estabilización de los iones metálicos, ya que los óxidos e hidróxidos metálicos son potenciales generadores de incrustaciones.

2.5. LIMPIEZA DE LAS MEMBRANAS DE OSMOSIS INVERSA

Como conclusión de lo comentado en los apartados anteriores, los principales depósitos que se forman en las membranas y que es necesario proceder a su limpieza son:

- **Carbonato de calcio.** Su limpieza es relativamente sencilla mediante el uso de un ácido fuerte. Puede utilizarse conjuntamente con agentes secuestrantes. De no realizarse la limpieza la incrustación originará un aumento en el paso de sales irreversibles.
- **Hidróxidos de hierro y aluminio.** Para su eliminación se necesita la acción de un ácido débil (Ej.: ác. cítrico) junto con un tensioactivo no iónico o un agente secuestrante. El pH de limpieza dependerá del hidróxido a limpiar.
- **Materia orgánica.** Su limpieza es sencilla si se realiza con prontitud. Un tensioactivo en medio alcalino suele ser efectivo para la eliminación de los depósitos orgánicos.
- **Biopelícula.** Un parámetro clave de su limpieza es utilizar una temperatura elevada. Los productos más adecuados para su limpieza son una mezcla de enzimas y tensioactivos en medio alcalino o agentes quelatantes. Es recomendable el uso de biocidas para desinfectar la instalación.
- **Ácidos húmicos.** Su limpieza es muy complicada, se necesitan soluciones alcalinas muy agresivas para su eliminación. En algunos casos estos ácidos están tan adheridos a la membrana que no es posible su limpieza, siendo la única solución hacer el depósito más soluble. Nunca deben utilizarse limpiadores ácidos pues insolubilizarían aún más el depósito.
- **Materia coloidal.** Este ensuciamiento debe ser limpiado con agentes quelatantes. En algunos casos puede ser beneficiosa la ayuda de detergentes alcalinos.

2.5.1. NECESIDAD DE UNA LIMPIEZA

La complejidad de eliminación de los depósitos de materia orgánica, coloides, y microorganismos y la imposibilidad de evitar el proceso de polarización obliga a contemplar protocolos periódicos de limpieza de las membranas, con el fin de restituir su estado original

de funcionamiento (*Michel, 1998*). Para determinar si se está produciendo un ensuciamiento o alguna precipitación en las membranas de una instalación es necesario observar la evolución con el tiempo de sus parámetros característicos (pérdida de carga, producción y porcentaje de rechazo de sales) en condiciones estacionarias, de forma que los valores sean comparables entre sí (valores “normalizados”). La primera indicación de la existencia de un ensuciamiento o una precipitación en las membranas suele ser el incremento de la pérdida de carga a través de los módulos. Esta circunstancia suele presentarse generalmente antes de que el porcentaje de rechazo de sales o el caudal de permeado comiencen a disminuir.

Otro buen indicador del funcionamiento estable de las membranas es su paso de sales. Su valor, cuando las membranas están limpias, permanece constante durante largos períodos de tiempo.

Finalmente, otros indicadores de la necesidad de una limpieza son la variación de los caudales de rechazo y de permeado así como la necesidad de aumentar la presión de trabajo.

Cuando se sospeche que se está produciendo un ensuciamiento de las membranas conviene realizar limpiezas periódicas preventivas hasta que se corrija la situación. Las membranas también deben limpiarse antes de una parada prolongada de la instalación (más de una semana), antes de la adición de cualquier reactivo que intente restaurar el paso de sales o la producción, o cuando la planta vaya a permanecer parada durante un período mayor de 24 horas tras haber contenido un fluido o un reactivo orgánico susceptible de producir desarrollos biológicos (Ej.: ácido cítrico).

A modo de resumen puede decirse, como norma general, que es necesario realizar una limpieza de las membranas si ocurre cualquiera de las siguientes situaciones:

1. El paso de sales se incrementa respecto al valor precedente en más de un 15%.
2. La producción varía (aumenta o disminuye) en más de un 10%.
3. El caudal de rechazo varía en más de un 10%.
4. La pérdida de carga de los módulos se incrementa en más de un 20%.
5. La presión de alimentación se incrementa en más de un 10%.
6. Ante largos períodos de parada (más de una semana).
7. Antes de aplicar cualquier reactivo de regeneración de las membranas.

8. Antes de una parada de más de 24 horas, tras haber operado con un producto orgánico que pueda favorecer los desarrollos biológicos.

La *Figura 2.31* ilustra la importancia de una limpieza efectiva. La línea continua muestra una limpieza que devuelve los parámetros a sus valores originales. Sin embargo, una limpieza ineficiente, representada por la línea discontinua, no llegará a los valores originales por muchas veces que se haga (*Comstock et al, 2001*).

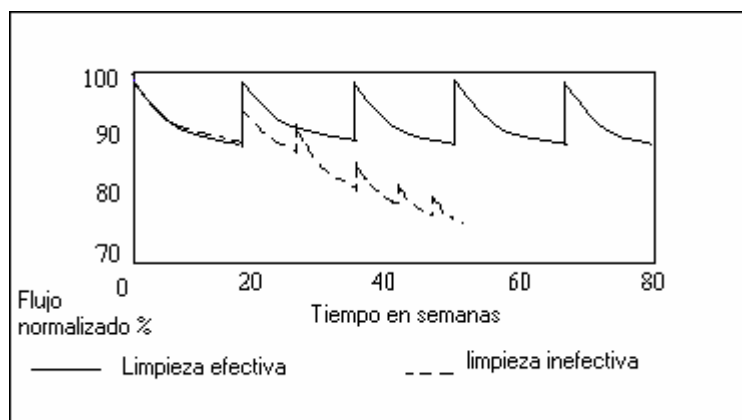


Figura 2.31. Eficiencia y frecuencia de la limpieza (*Comstock et al, 2001*)

2.5.2. PROCESOS DE LIMPIEZA

Existen diferentes tipos de limpiezas

a) Limpieza mecánica: La limpieza mecánica de las membranas requiere pasar una esponja o un cepillo ligeramente por la superficie de la misma con el objetivo de desprender mecánicamente la suciedad depositada sobre ellas. Este procedimiento requiere tener acceso a la capa activa de la membrana, lo cual es sólo posible en los módulos de placa. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el espesor de la capa activa es demasiado pequeño (0.2 micras), por lo que la limpieza mecánica puede rayar y destruir dicha capa con partículas abrasivas desprendidas; por esta razón el uso de esta técnica de limpieza no es nada aconsejable.

b) Lavado hidráulico: Por lavado hidráulico se entiende habitualmente la inversión, durante un periodo corto de tiempo, del sentido de flujo a través de la membrana. Tal operación pretende desprender la materia particulada que haya podido acumularse sobre la

superficie de la membrana, así como romper el gradiente de concentración salina establecido por la polarización. Esta operación, muy extendida, puede dañar las membranas con el tiempo, y además no es posible su aplicación en membranas no porosas (Ej.: OI) (Michel, 1998).

c) Limpieza con permeado a presión (flushing): Este tipo de limpieza consiste en hacer llegar a las membranas, siguiendo el mismo camino que la solución a tratar, permeado exento de sustancias en suspensión y disueltas, susceptibles de depositarse sobre su superficie.

Esta técnica se utiliza normalmente durante las paradas del sistema con objeto de:

- Reducir el retorno de solvente debido al fenómeno de la ósmosis natural.
- Desplazar totalmente la solución a tratar del interior de las tuberías y de los módulos del sistema, impidiendo así la corrosión de las partes metálicas y la precipitación de aquellas sales que pudieran encontrarse en sobresaturación si se usase un dispersante (Fariñas, 1999).

d) Limpieza química: Esta técnica de limpieza consiste en hacer circular los productos químicos destinados a eliminar, o disolver los depósitos existentes en la superficie de las membranas. El producto reactivo utilizado durante la limpieza dependerá lógicamente de la naturaleza de las sustancias atascantes. Consecuentemente, lo primero que hay que conocer es el origen y el tipo de ensuciamiento producido para, por un lado, tratar de eliminarlo de las membranas, y por otro, evitar que se vuelva a producir en el futuro (Fariñas, 1999).

2.5.3. LIMPIADORES DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA

La compatibilidad con la membrana es esencial para todos los limpiadores y biocidas usados en los procesos de limpieza. Por tanto, a la hora de realizar la selección de la solución de limpieza más adecuada, se tendrá en cuenta no sólo su idoneidad en relación al tipo de depósito que se tenga, sino también su compatibilidad química con la propia membrana.

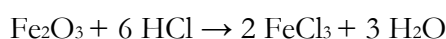
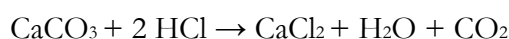
En general, el material adherido a la membrana estará formado por una mezcla de compuestos de diferente naturaleza, así que la solución de limpieza óptima será una mezcla de reactivos que ataquen a un amplio espectro de posibles agentes que ensucian las membranas. Los reactivos

químicos más comúnmente utilizados en la limpieza de las membranas pueden agruparse de la siguiente forma:

1) Ácidos usados en la limpieza de membranas de ósmosis inversa.

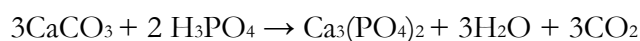
Los ácidos son los agentes químicos más efectivos para la eliminación de depósitos de sales de calcio (carbonato y fosfato) y óxidos metálicos. En ambos casos, estos componentes son disueltos por reacción con el ácido formando una sal soluble.

➤ *Ácido clorhídrico y ácido sulfúrico.* El HCl junto con el H₂SO₄, son los ácidos más sencillos y baratos de aplicar, aunque poseen el inconveniente de que algunos módulos de membranas y aceros inoxidable utilizados pueden sufrir daños a altas concentraciones. Son útiles cuando se pretende la eliminación de depósitos de carbonato cálcico, coloides inorgánicos y/o óxidos metálicos. Las reacciones de disolución que tienen lugar son las siguientes:



➤ *Ácido nítrico.* El HNO₃ es un oxidante extremadamente fuerte y puede causar también nitración de algunos compuestos orgánicos, haciéndolo particularmente atractivo para la eliminación de compuestos orgánicos y biopelículas. Sin embargo, puede ser corrosivo para algunas membranas y módulos. De hecho, las membranas de poliamida aromática no soportan los oxidantes, por lo que es inviable su utilización con este tipo de membranas.

➤ *Ácido fosfórico.* El H₃PO₄ es mucho menos corrosivo que el HCl, H₂SO₄, o que el HNO₃, y además es un agente quelatante muy fuerte lo que incrementa la efectividad de eliminación de algunos cationes metálicos. Es útil para la eliminación de depósitos de carbonato cálcico, sulfato cálcico y óxidos metálicos. La reacción de disolución del carbonato cálcico que tiene lugar es la siguiente:



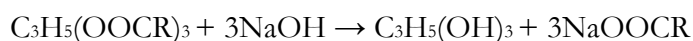
Sin embargo, la sal formada (Ca₃(PO₄)₂) no es tan soluble como el CaCl₂ que se forma cuando se utiliza HCl en el lavado.

El H_3PO_4 es también un efectivo tampón, proporcionando un mayor control del pH durante el proceso de lavado. El principal inconveniente del H_3PO_4 es su relativo alto coste frente a otros ácidos.

➤ *Ácido cítrico*. Es mucho menos agresivo que el HCl o que el H_2SO_4 , produciendo muchos menos daños tanto a las membranas como a los módulos. Es un ácido orgánico particularmente efectivo en la eliminación de precipitados de calcio debido a su alta capacidad quelatante, pero en cambio posee una limitada capacidad de eliminación de los óxidos metálicos como consecuencia de que forma compuestos de limitada solubilidad con los metales (Ej.: con el Fe). Este último puede ser corregido mediante la adición de $\text{NH}_4(\text{OH})$ a la solución de limpieza, dando lugar a la formación de una sal nitrato amónica ferrosa mucho más soluble (*Amjad et al, 1993*).

2) Bases usadas en la limpieza de membranas de ósmosis inversa.

Las bases son agentes de limpieza efectivos para la eliminación de sílice, coloides orgánicos y compuestos de naturaleza orgánica y/o biológica. También son efectivas y utilizadas con frecuencia como agentes esterilizantes. Los álcalis suelen actuar mediante diferentes mecanismos en su acción de limpieza: neutralización de los materiales ácidos (ej.: ácidos grasos y ácidos húmicos), saponificación (hidrólisis) de grasas y aceites, y dispersión/emulsificación de los coloides. Los ácidos grasos (R-COOH) son insolubles en medio ácido, pero en medio alcalino son bastante solubles. De forma general, la reacción de saponificación (hidrólisis) se puede representar de la siguiente manera:



siendo el producto de reacción ($\text{R-COO}^-\text{Na}^+$), un jabón.

Las moléculas de jabón se agregan en agua para formar micelas solubles, donde los grupos hidrofílicos (COONa^+) están en contacto con las moléculas de agua pues forman la parte externa de las micelas, mientras que los grupos hidrófobos (ácidos grasos) están localizados en el interior de las micelas. Estos jabones se vuelven insolubles en condiciones ácidas (donde son transformados hasta el correspondiente ácido graso) y forman precipitados en presencia de iones divalentes (Ej.: Ca^{2+}). De ahí que la mayoría de los limpiadores alcalinos sean usados en

combinación con el apropiado agente secuestrante para conseguir la retirada de los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} de la solución.

Existen un gran número de limpiadores alcalinos disponibles incluyendo hidróxidos, carbonatos, silicatos, y fosfatos, cada uno con sus ventajas e inconvenientes.

➤ *Hidróxido sódico*. El NaOH es el más simple de los limpiadores alcalinos, siendo muy efectivo como agente saponificante, y el de mayor poder básico de los agentes alcalinos debido a que se disocia completamente. Sin embargo, posee muchas desventajas en su uso. En primer lugar, no tiene una capacidad de tampón real; así, para proporcionar suficiente cantidad de base y neutralizar los componentes ácidos y saponificar todas las grasas y aceites presentes, es necesario utilizar una disolución muy concentrada (alto pH), incrementándose las probabilidades de dañar el sistema de membranas.

➤ *Carbonato sódico*. El Na_2CO_3 es el más barato de los limpiadores alcalinos. Una de las ventajas de este compuesto es la elevada reserva de álcalis generada por su disociación:



Mientras la reacción de disociación continúa, la concentración de OH^- se incrementa hasta que la reacción alcanza el equilibrio. De esta manera, el pH inicial de una disolución de Na_2CO_3 permanece relativamente bajo, pero la cantidad de Na_2CO_3 que permanece sin disociar proporciona una reserva significativa de álcalis que puede ser usada mientras el NaOH es consumido en las reacciones de saponificación y de neutralización. Al contrario que el NaOH, los carbonatos forman sales insolubles con el calcio, lo cual mejora la solubilidad de cualquier jabón debido a la retirada de los iones Ca^{2+} , pero por contra puede también inducir a la formación de depósitos de CaCO_3 sobre la superficie de la membrana durante el proceso de limpieza. En general el Na_2CO_3 suele ser añadido a las soluciones de limpieza por ser una manera barata y efectiva de regular el pH.

➤ *Fosfatos (tripolifosfato sódico, hexametáfosfato sódico, fosfato trisódico)*. Suelen utilizarse como parte de las soluciones de limpieza debido a su capacidad para ablandar el agua mediante la formación de complejos solubles con los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} . Los

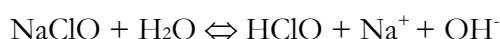
fosfatos son muy efectivos en la dispersión de grandes partículas coloidales debido principalmente a la carga múltiple de los iones fosfato. Esta alta densidad de carga hacen a los iones fosfato muy efectivos para aumentar la fuerza iónica de la solución (lo cual incrementa la magnitud de las interacciones electrostáticas entre las partículas cargadas) y ésto proporciona un fuerte efecto dispersivo que incrementa la solubilidad de las especies coloidales. Un inconveniente de los complejos de fosfato es que pueden hidrolizarse hasta formar compuestos de fosfatos más simples, los cuales tienden a formar sales insolubles con iones metálicos divalentes. Existe además un inconveniente más desde el punto de vista medioambiental, y es que el vertido de limpiadores con fosfatos puede provocar la eutrofización del medio receptor. El uso de limpiadores con fosfatos está siendo de forma general abandonado en la mayoría de las aplicaciones.

➤ *Metasilicato de sodio.* El Na_2SiO_3 genera ácido silícico (H_4SiO_4) cuando se disuelve en agua, de acuerdo con la siguiente reacción:



Aunque el ácido silícico es esencialmente insoluble en agua, las partículas coloidales formadas permanecen en suspensión en solución acuosa durante largos períodos de tiempo. Estos precipitados pueden ayudar a prevenir la redeposición de algunas sustancias, aunque también es posible la deposición durante el lavado de partículas de ácido silícico. Los silicatos son particularmente efectivos como secuestradores de iones Mg^{2+} , siendo menos efectivos frente a los iones Ca^{2+} .

➤ *Hipoclorito sódico.* El NaClO puede ser utilizado como agente alcalino de limpieza en combinación con otras bases. En disolución acuosa, el NaClO se encuentra parcialmente disociado de acuerdo con el siguiente equilibrio:



Sin embargo, el hipoclorito no puede ser usado con membranas que sean susceptibles de degradarse frente a oxidantes. Así no es posible su utilización con membranas de poliamida aromática. Se ha comprobado que los daños sufridos por las membranas son mayores cuando el pH de la disolución es neutro o ácido,

debido a que a esos pH la forma química predominante es el HClO (ácido hipocloroso o cloro libre) que es mucho más oxidante.

3) Agentes quelatantes usados en la limpieza de las membranas de ósmosis inversa.

Los agentes quelatantes o secuestrantes contienen dos o más átomos donadores de electrones que pueden formar enlaces de coordinación con elementos metálicos sencillos. La estructura formada por la unión del agente quelatante y el metal se le denomina complejo de quelación y posee forma de anillo o ciclo. Estos complejos son mucho más solubles en agua, por tanto, actúan como secuestrantes de cationes metálicos (Ej.: Ca^{2+} y Mg^{2+}). Ésto reduce significativamente la formación de sales metálicas insolubles de los ácidos grasos (o jabones), permitiendo a los jabones permanecer en disolución durante todo el proceso de limpieza.

- *Sal disódica del ácido etilendiaminotetracético (Na_2EDTA)*. El AEDT es el agente quelatante orgánico más efectivo.
- *Citrato (ácido cítrico o citrato sódico)*. El citrato es también un efectivo agente quelatante, aunque las constantes de equilibrio para los complejos de citrato son varios órdenes de magnitud inferiores a las correspondientes a los complejos de AEDT (Howard y Wilson, 1993). El complejo de citrato férrico es altamente insoluble en agua, pudiendo dar lugar a problemas en muchas aplicaciones. El amoníaco (NH_3) puede ser añadido a las soluciones de citrato para incrementar la solubilidad de los compuestos de hierro a través de la formación de complejos de citrato férrico amónico.
- *Tripolifosfato sódico ($\text{Na}_2\text{P}_3\text{O}_{10}$ o TPPS)*. Es probablemente el más común de los secuestrantes inorgánicos, aunque existen otros también muy efectivos (hexametáfosfato sódico, tetrafosfato sódico). Los compuestos de fosfato son mucho más baratos que los de AEDT y citrato, aunque pueden hidrolizarse bajo determinadas condiciones hasta formar fosfatos simples, lo cual hace que tengan una limitada capacidad quelatante.
- *Hexametáfosfato sódico*. Es también un muy efectivo dispersante de pequeñas partículas y coloides, por lo que es usado también ampliamente para la eliminación de agentes que ensucian de carácter orgánico. Sin embargo, posee el inconveniente, como el resto de compuestos fosfatados, de que es susceptible de provocar la eutrofización del medio receptor con los desechos del lavado.

- *Carboximetilcelulosa de sodio (CMC)*. No es un verdadero agente quelatante. Sin embargo, este polímero adsorbe de forma extremadamente fuerte muchos agentes de naturaleza inorgánica y orgánica, por lo que actúa como un potente agente antideposición. El CMC es frecuentemente añadido a las formulaciones de limpieza para mejorar de forma global el proceso de limpieza.
- *Otros*. Los silicatos y carbonatos poseen también una cierta capacidad secuestrante, siendo el silicato sódico especialmente efectivo para la retirada de iones Mg^{2+} .

4) Tensioactivos usados en la limpieza de las membranas de ósmosis inversa

Los agentes tensioactivos son compuestos anfífilos, es decir, una parte de su molécula es soluble en agua (hidrófila), y la otra no (hidrófoba). La parte hidrofóbica del tensioactivo (normalmente una larga cadena hidrocarbonada) se asocia rápidamente con la superficie de los agentes hidrofóbicos que ensucian, retirando de forma efectiva los agentes que ensucian desde la membrana hacia la disolución como consecuencia de las fuertes interacciones que se producen entre los grupos hidrofílicos (polares) y las moléculas de agua circundantes. De este modo los tensioactivos son muy efectivos en la retirada de aceites, grasas y otros compuestos orgánicos que ensucian la superficie de la membrana.

Los tensioactivos están disponibles en una amplia variedad de estructuras químicas, pudiendo ser no iónicos, aniónicos o catiónicos, e incluso anfóteros en función de la carga que presenten los grupos hidrófilos. La longitud relativa del grupo hidrófobo y los restos hidrofílicos determinarán la capacidad de detergencia del tensioactivo. Los tensioactivos con una gran cantidad de grupos hidrófilos poseerán una elevada capacidad de disolución en agua pero serán muy poco efectivos en la solubilización de los compuestos hidrófobos; lo contrario sería cierto para el caso en el que tuviera una alta proporción de grupos hidrófobos. Un correcto balance entre los grupos hidrófobos e hidrófilos es necesario para efectuar una adecuada limpieza. Otros factores también muy importantes para realizar un adecuado proceso de limpieza, son la naturaleza fisicoquímica de la biopelícula y las características de la solución de limpieza. Así por ejemplo, los tensioactivos que poseen una alta proporción de grupos hidrófobos son generalmente más efectivos a elevadas temperaturas, debido a que la solubilidad en agua del tensioactivo se incrementa con la temperatura.

Los tensioactivos aniónicos típicos incluyen como grupos funcionales carboxilatos, sulfonatos (LAS, SDS), sulfatos, y fosfatos. Los sulfonatos ($-C-SO_3^-$) son altamente estables a la oxidación e hidrólisis, y son moderadamente efectivos en presencia de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} . Los sulfatos ($-C-OSO_3^-$) son más hidrofílicos que los sulfonatos debido a que poseen más cantidad de oxígeno en sus estructuras (disponible para los puentes de hidrógeno). Sin embargo, poseen una estabilidad limitada en soluciones alcalinas y en soluciones ácidas, como consecuencia de que son susceptibles de sufrir procesos de hidrólisis. Los alcoholes sulfatos son tensioactivos particularmente efectivos en condiciones de aguas muy duras. Los tensioactivos de fosfatos no son muy usados en las limpiezas debido a que sus sales de Ca^{2+} y Mg^{2+} son bastante insolubles en agua. La mayoría de los tensioactivos aniónicos tienen el pH óptimo de trabajo en torno a 10,5, por lo que se suelen utilizar conjuntamente con una proporción adecuada de alguna base.

Los tensioactivos no iónicos típicos están compuestos por una larga cadena hidrofílica de grupos de polioxietileno $(-O-CH_2)_n$ en combinación con una adecuada proporción de alcoholes, alquilfenilos u óxidos de polipropileno. Los tensioactivos no iónicos no se ven afectados por la presencia de cationes metálicos, por lo que son particularmente recomendados para aguas duras. Estos tensioactivos son estables tanto en condiciones ácidas como básicas, incluyendo normalmente en sus formulaciones limpiadores que ayuden la eliminación de los compuestos de tipo orgánico. Sin embargo, estos tensioactivos son fácilmente degradados por agentes oxidantes, por lo que no es posible su utilización en conjunción con éstos. Los tensioactivos catiónicos generalmente poseen carga positiva debido a los grupos amino. Los tensioactivos catiónicos pueden ser usados junto con limpiadores ácidos ya que suelen ser insolubles en condiciones alcalinas. Los tensioactivos catiónicos pueden adsorberse fuertemente a la superficie de membranas cargadas negativamente, pudiendo ser ésto un problema en algunos casos.

5) Dispersantes usados en la limpieza de las membranas de ósmosis inversa.

Facilitan la solubilización y suspensión de las partículas que los tensioactivos y agentes quelatantes han separado de la biopelícula. Un ejemplo lo constituye el “tripolifosfato sódico”.

6) Biocidas usados en la limpieza de las membranas de ósmosis inversa.

La desinfección de las membranas se requiere cuando se da alguno de los siguientes casos:

- ✓ La planta estará fuera de servicio durante 5 días o más.

- ✓ La planta estará fuera de servicio durante un día o más después de un tratamiento con una solución de limpieza orgánica como el ácido cítrico, o si el influente usual de la planta presenta un alto contenido orgánico (Ej.: Aguas Residuales Urbanas).
- ✓ El agua producto o el rechazo está contaminado con microorganismos.
- ✓ Se sospeche que el fouling depositado sobre la membrana posee un alto porcentaje de componente biológicos.

Los biocidas más importantes son:

➤ *Hipoclorito sódico*. El NaClO es probablemente el biocida más extensamente aplicado para la desinfección de los sistemas de membranas, sin embargo, debido a su alto poder oxidante es inviable su utilización con membranas de poliamida aromática.

➤ *Bisulfito sódico*. El NaHSO₃ es también un desinfectante ampliamente utilizado para la desinfección de los sistemas de membranas. El bisulfito sódico no es un agente oxidante, siendo por tanto compatible para sistemas de membranas que son susceptibles de ser degradadas por oxidantes (Ej.: poliamida aromática). La efectividad del bisulfito sódico es también dependiente del pH, siendo mucho más efectivo en condiciones ácidas (pH < 4). Sin embargo, no está recomendado su uso en membranas de acetato de celulosa, ya que existen trabajos que afirman que pueden producir un hinchamiento de la misma, permitiendo un mayor flujo de sales a su través (Rowley, 1992). Una concentración frecuentemente utilizada en el lavado de membranas de poliamida aromática es la de NaHSO₃ al 0,1%.

La tabla siguiente refleja las biocidas más empleados en los sistemas de ósmosis inversa

Tabla 2.24. Biocidas empleados usualmente en las unidades de ósmosis inversa para el control de la biopelícula, concentraciones empleadas y compatibilidad química con las membranas de acetato de celulosa y poliamida.

Agente biocida.	Concentración empleada.	Acetato de celulosa.	Poliamida.
Cloro libre.	0,5 - 1,0 mg/L	sí	no
Monocloraminas.	1,0 - 5,0 mg/L	sí	no
Dióxido de cloro.	0,5 - 2,0 mg/L	sí	no
Formaldehído.	5,0 - 25 g/L	sí	sí
Glutaraldehído.	5,0 - 25 g/L	sí	sí
Isotiazolona (Kathon®).	0,1 - 5,0 g/L	sí	sí
Bisulfito sódico.	10 - 100 mg/L	sí	sí
Radiación U. V.	> 99,99 % de inactivación	1	1
Yoduro (períodato).	0,1 - 2,0 mg/L	sí	sí
Peróxido de hidrógeno.	0,1 - 2,0 g/L	sí	no
Ozono	0,5 - 2,0 mg/L	2	2
Acido peracético.	0,1 - 2,0 g/L	sí	sí
Aminas cuaternarias.	0,1 - 5,0 g/L	3	3
Benzoato sódico.	0,1 - 5,0 g/L	sí	sí
AEDT	0,1 - 5,0 g/L	sí	sí
pH's extremos	pH = 2 - 12	no	sí

(1) La radiación U. V. sólo puede ser empleada con el agua de alimentación, no posee poder residual.

(2) El ozono sólo puede ser usado con el agua de alimentación ya que oxida la mayoría de los polímeros orgánicos.

(3) La compatibilidad química de las aminas cuaternarias con las membranas de ósmosis inversa todavía no ha sido suficientemente evaluada.

7) Enzimas hidrolíticas.

Los limpiadores enzimáticos suelen ser muy caros, pero pueden ser un componente muy importante de las soluciones de limpieza cuando las membranas no son capaces de soportar altas temperaturas, reactivos químicos fuertes, o pH extremos. Existen algunos estudios que demuestran la efectividad de las enzimas y de la utilización conjunta de enzimas y detergentes en la limpieza de membranas (Maartens *et al.*, 1996; Maartens *et al.*, 1996a). Las enzimas son

capaces de degradar proteínas (proteasas), almidón (amilasas), grasas y aceites (lipasas), y celulosa (celulasas).

En caso de utilizarse en conjunción con otros reactivos, no utilizar nunca tensioactivos catiónicos ya que estos pueden degradar a las enzimas.

➤ *Proteasas*. Las proteasas son las enzimas más comúnmente utilizadas en aplicaciones de limpieza de membranas, debido a la importancia que posee el ensuciamiento por proteínas en muchos sistemas de membranas y a la inherente dificultad en la retirada de este tipo de depósitos de su superficie. Las enzimas proteolíticas dividen las uniones de péptidos de las proteínas por sitios específicos. Los fragmentos pequeños de polipéptidos producidos son mucho más fáciles de eliminar de la superficie de la membrana ya que poseen muchos menos sitios de unión con la membrana. Las enzimas proteolíticas están normalmente disponibles para aplicaciones de bajo (Ej.: Maxatasa y Subtilisina) y alto pH (Maxacal y Savinasa).

➤ *Amilasas*. Las amilasas fraccionan el almidón en cadenas más cortas de azúcares, consiguiendo así que los polisacáridos de bajo peso molecular formados sean más solubles en disolución acuosa.

➤ *Lipasas*. Las lipasas hidrolizan las uniones de los ésteres en triglicéridos produciendo ácidos grasos libres, los cuales son solubles en condiciones alcalinas en la forma del correspondiente jabón.

➤ *Polisacaridasas*. Digieren los polímeros extracelulares implicados en la estabilidad de la biopelícula y paredes celulares. Las concentraciones más utilizadas suelen estar entre los 10-100 mg/L.

8) Otros

- Tiosulfato sódico ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$), para depósitos de óxidos metálicos.
- Heptametáfosfato sódico (NaHMP), para depósitos de óxidos metálicos, coloides inorgánicos y compuestos orgánicos.

Desafortunadamente, el ensuciamiento de las membranas raramente ocurre como consecuencia de la acción de un único agente, de modo que la presencia conjunta de múltiples

compuestos de naturaleza inorgánica y orgánica pueden complicar severamente la elección del agente de limpieza más efectivo.

Cada planta tiene que encontrar su solución de lavado óptima, ya que, literalmente, no existen dos aguas con condiciones idénticas y la disponibilidad de reactivos varía en cada caso. Sin embargo, la experiencia establece ciertas reglas generales sobre la limpieza de membranas:

- ✓ La solución de limpieza debe prepararse con agua producto (permeado).
- ✓ Las membranas deben limpiarse lo menos posible, es decir, es preferible actuar sobre la optimización de las condiciones del pretratamiento, pues los lavados cuestan dinero, interrumpen la producción, y pueden acortar la vida útil de las membranas.
- ✓ Se deben de tener en cuenta las recomendaciones del fabricante de las membranas en cuanto a los reactivos de limpieza más adecuados.
- ✓ La secuencia de aplicación en la limpieza es importante. Por ejemplo, ciertos ácidos húmicos pueden llegar a ser difíciles de retirar si los sometemos a condiciones ácidas. En aquellos casos donde la naturaleza exacta del agente que ensucia no es conocida es siempre deseable comenzar la limpieza con productos alcalinos.

La mayoría de las limpiezas que se efectúan en una unidad de ósmosis inversa utilizan algún tipo de agente tensioactivo aniónico o no aniónico. Aunque ciertos agentes catiónicos como las aminas cuaternarias también son utilizados. Los tensioactivos que se emplean basan su poder de limpieza en romper las interacciones hidrofóbicas que poseen las macromoléculas biológicas y paredes celulares con las membranas. Otros agentes utilizados son: algún tipo de agente quelatante como el AEDT; el citrato; dispersantes orgánicos o inorgánicos (tripolifosfato sódico); enzimas hidrolíticas (lipasa, proteasas); y uno o más agentes biocidas como el Kathon®, que se suelen emplear en etapas separadas a las de los anteriores agentes, para que no sufran alteraciones en su cometido.

Experiencias prácticas sobre sistemas “bioensuciados” han mostrado que los procedimientos de limpieza en tres etapas, como el que sigue, dan los mejores resultados cuando la naturaleza del ensuciamiento es compleja (*Baker y Dudley, 1998*).

Etapa 1. Tensioactivo alcalino y un agente quelatante para acondicionar y romper el ensuciamiento orgánico; las condiciones de limpieza son: pH 10,5, 30°C y 4 horas de recirculación y remojo.

Etapa 2. Utilización de un biocida no oxidante para eliminar los microorganismos, las condiciones de limpieza son: 30°C, 30 minutos de recirculación.

Etapa 3. Adición de un compuesto alcalino y un quelatante y/o tensioactivo, para retirar los microorganismos y los restos orgánicos; las condiciones de limpieza son: pH 10,5, 30°C, y 4 horas de recirculación y remojo.

Etapa 4. Realización de una limpieza ácida adicional para retirar posibles trazas de depósitos inorgánicos.

La resistencia de la membrana ante los reactivos de limpieza depende forzosamente de su estructura química. En la *Tabla 2.25* se muestran algunas de las formulaciones más frecuentes para la limpieza de membranas de poliamida aromática.

Tabla 2.25. Formulaciones para la limpieza de membranas de poliamida aromática (PA) (Farfías 1999)

FORMULACIÓN QUÍMICA	TIPO DE ENSUCIAMIENTO						
	CaCO ₃	CaF ₂	CaSO ₄	Óxidos metálicos	Coloides inorgánicos	Desarrollos biológicos	Compuestos orgánicos
HCl (pH=2)	X				X		
H ₃ PO ₄ (0,5%)	X		X	X			
NH ₂ SO ₃ H (0,2%)	X		X	X			
Ác.cítrico (2%) + NH ₄ OH (pH=4)	X		X	X	X		
Ác.cítrico (2%) + Na ₂ EDTA (2%) + NH ₄ OH (pH=4)			X	X	X		
Ác.cítrico (2%) + NH ₄ OH (pH=8)		X					
Na ₂ EDTA (1,5%) + NaOH (pH=7-8)		X					
Na ₂ EDTA (1,5%) + HCl (pH=7-8)		X					
Na ₂ EDTA (1%) + NaOH (pH=11-12)			X			X	X
NaOH + (pH=11-12)					X		X
Ác.cítrico (2,4%) + Bifluoruro amónico (2,4%) + pH=1,5-2,5	X				X		X
Na ₂ S ₂ O ₄ (1-2,4%)				X			
Fosfato trisódico (1%) + Trifosfato sódico (1%) + Na ₂ EDTA (1%)						X	X
Dodecil sulfato sódico (0,5%) + NaOH (pH 11-12)			X		X		X
Na ₂ EDTA (0,1%) + NaOH (pH=11-12)						X	X
NaHMP (1%)				X	X		X
Perborato sódico (0,3%) + Dodecil sulfato sódico (0,25%) pH=10					X	X	X
Trifosfato sódico (2%) + Dodecil sulfato sódico (0,25%) + pH=10					X		X
NaHSO ₃ (0,1%)						X	
Formaldehído (0,1%)						X	

2.5.4. AUTOPSIA DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA

El objetivo de una autopsia es, de una parte, averiguar por qué se produjo el ensuciamiento y la manera de evitarlo, y de otra parte, llegar a conocer los mejores productos y condiciones para la limpieza y desinfección de la instalación, mediante un estudio detallado de las membranas y de los parámetros de operación de la planta. (*Del Vigo y Annunciata, 2001*).

Una autopsia incluye:

a) Selección de la membrana

Es conveniente seleccionar la primera membrana de la primera etapa si el problema de la instalación es orgánico / biopelícula. En el caso de que el problema sea inorgánico se recomienda escoger la última membrana de la última etapa. Deben tomarse muestras de agua de la alimentación, rechazo y producto para su análisis. El empaquetado debe ser tal que la membrana no pierda humedad y no esté expuesta a la luz. Las membranas no deben preservarse en bisulfito sódico puesto que su acción bactericida imposibilitaría cualquier estudio microbiológico (*Del Vigo et al, 2006*).

b) Inspección externa de la membrana

Una de las primeras cosas que se deben comprobar es la integridad física de la carcasa, y la del tubo de producto y del anillo de la entrada. Podemos tener una idea sobre la eficacia del sistema de pretratamiento, inspeccionando la suciedad en la entrada y salida de la membrana, En casos de ensuciamiento masivo aparecen incrustaciones o materia orgánica en el exterior de las membranas (*Del Vigo y Annunciata, 2001; Del Vigo et al, 2006*).

c) Inspección interna de la membrana.

Tras el corte de la carcasa y desenrollado de la membrana debe analizarse exhaustivamente la integridad de las hojas de membrana y del soporte, así como de las líneas de pegamento. La suciedad depositada sobre la superficie de la membrana está más concentrada en la biopelículas que se forma a la entrada de la membrana, mientras que las incrustaciones se forman fundamentalmente a la salida. Ensuciamientos por materia coloidal y materia orgánica tienden a distribuirse uniformemente a lo largo de la membrana. Cualquier depósito tiende a formarse inicialmente en la superficie de la membrana, y con el tiempo además se fija en el soporte. En

algunos casos excepcionales se ha encontrado biopelícula en el portador de producto (*Del Vigo y Annunciata, 2001*).

d) Toma de muestras

Mediante el uso de un escalpelo esterilizado han de cortarse piezas de membrana, soporte y portador de producto para análisis microbiológicos de conteo e identificación de bacteria, hongos y levaduras. Para biopelículas pueden hacerse pruebas de sensibilidad con diferentes biocidas sobre la flora bacteriana. En las piezas de membrana además deben hacerse pruebas de flujo, retención de sales y limpieza. Adicionalmente puede estudiarse una posible oxidación de la capa de poliamida. Se deben tomar muestras del depósito para análisis químicos y microscopía (*Pisano et al 2001*).

e) Análisis

✓ Análisis microbiológicos

Recuento de bacterias

Se determina el número de bacterias aeróbicas heterótrofas presentes en la superficie de la membrana, soporte y portador de producto mediante el método de diluciones en placas de cultivo. Los resultados se expresan como ufc/cm² de membrana.

Identificación de bacterias

Para aislar y cultivar bacterias se utiliza el medio R2A. Las características diferenciatorias incluyen forma, movilidad, reacción Gram y reacción a la oxidación. Además, se determinan características fisiológicas y bioquímicas.

Pruebas de sensibilidad con biocidas sobre la flora bacteriana

Las pruebas de sensibilidad con diferentes biocidas deben llevarse a cabo sobre la flora presente en la superficie de la membrana. La eficacia de la prueba se expresa en porcentaje de bacteria o de hongos muertos tras la exposición al biocida



✓ Análisis químico

Una analítica completa del depósito debe incluir:

- Humedad de la muestra (pérdida a 105°C)
- Materia orgánica (pérdida a 550°C)
- Cationes: Calcio, Magnesio, Silicio, Sodio, Potasio, Hierro (2+/3+), Aluminio, Manganeso, Bario y Estroncio
- Aniones: Carbonato, Bicarbonato, Sulfato, Fluoruro, Cloruro, Bromuro, Nitrato y Fosfato

✓ Análisis microscópico del depósito

Con un microscopio óptico se evalúan cualitativamente la presencia de bacterias móviles y no móviles, así como la presencia de otras especies como hongos, diatomeas, nematodos.

f) Pruebas de flujo

Mediante el uso de la célula de flujo se caracterizan piezas de membrana en las condiciones designadas por el fabricante. Con ésta caracterización se puede comparar el caudal de producto y la retención de sales de ésta membrana con los valores de diseño de la misma. Posteriormente se recirculan soluciones de limpieza con diferentes productos, concentraciones y a diferentes temperaturas y tiempos de limpieza y remojo. Después de cada limpieza se lava la membrana y se vuelve a caracterizar para comprobar la efectividad de la misma. Los resultados obtenidos en la célula de flujo deberán ser estudiados y extrapolados para conseguir una limpieza óptima de la planta (*Pisano et al 2001*).

2.5.5. EQUIPO DE LIMPIEZA

La *Figura 2.32* muestra los principales componentes de un equipo de limpieza. El tanque hecho de material no corrosivo, como el plástico reforzado, tiene que dimensionarse para albergar el volumen equivalente al de la primera etapa, incluyendo las mangueras y los filtros de cartucho. Hay que utilizar un tanque cubierto, calentador de agua o resistencia eléctrica para calentar la solución, y controlador de nivel. La bomba tiene que ser de acero inoxidable 316 y debe dimensionarse según se indicará en la próxima sección. El retorno al tanque de trasiego debe realizarse debajo del nivel de agua para evitar salpicaduras y formación de espumas. Hay que colocar un filtro de 5 micras después de la bomba de limpieza para evitar que las partículas sólidas taponen las membranas. Es importante poner las válvulas necesarias para controlar la presión del sistema y permitir el *flushing* y el drenado del sistema. Un caudalímetro suele ser necesario para poder establecer los caudales óptimos dentro de los tubos de presión. También hay que disponer de un by-pass en el tanque para controlar el caudal y para mezclar o disolver bien los limpiadores.

Algunas de las consideraciones que hay que hacer en la realización de la operación de lavado son:

- ✓ Caudal y presión: limpiar cada etapa por separado. Recircular la solución de limpieza por lo menos durante una hora. El caudal máximo es el que recomiendan los fabricantes de las membranas. Hay que limpiar usando la mínima presión (máx.4 bares) para lograr que la solución pase a través de las membranas y evitar que se produzca permeado (*Comstock, 2001*).
- ✓ Agua de lavado: se utiliza agua de permeado, agua desionizada, o una solución con los diferentes agentes de lavado que se consideran necesarios para eliminar la suciedad.
- ✓ Arrastre con agua o Flushing: hay que hacer un flushing o lavado con agua de permeado antes y después de la limpieza.
- ✓ Temperatura: hay que realizar la limpieza con la máxima temperatura que permite el fabricante de las membranas.

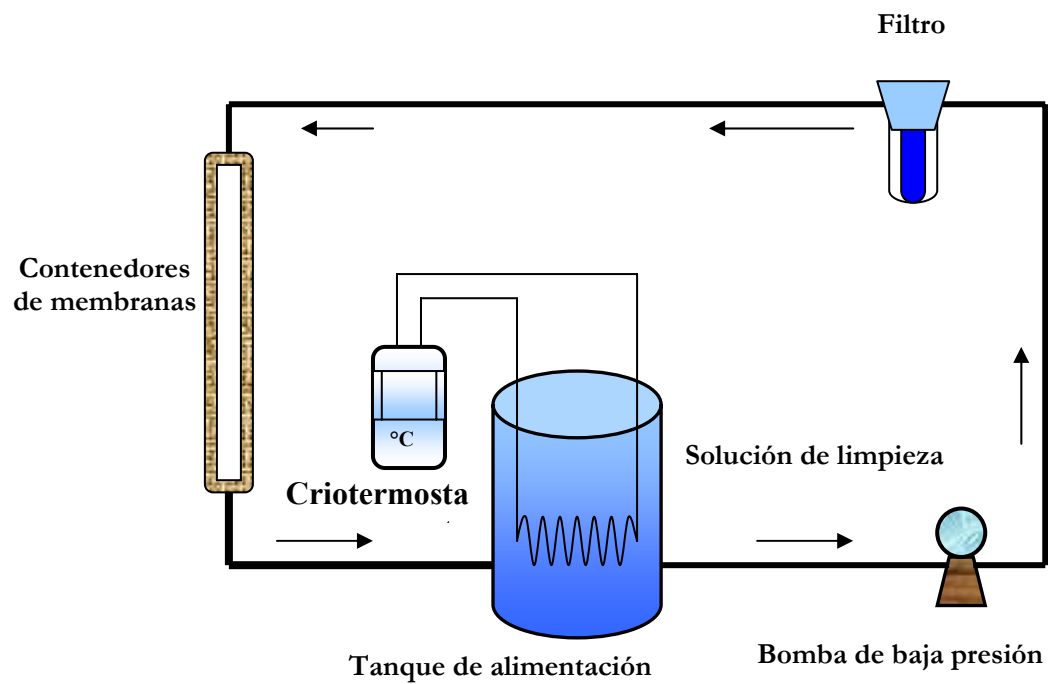


Figura 2.32. Principales componentes de un equipo de limpieza

2.6. COSTES DE PROCESO DE OPERACIÓN DE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA

El coste asociado a las instalaciones de reutilización de aguas residuales está claramente condicionado por las especificaciones requeridas para su nuevo uso y las singularidades del agua proveniente generalmente del tratamiento secundario de la depuradora. No obstante se van a proporcionar algunos datos, a título orientativo, para analizar su rentabilidad frente a otras alternativas, principalmente la desalación de aguas salobres.

La mayoría de las instalaciones de este tipo constan de una pequeña etapa de filtrado/decantación, que normalmente también sirve para controlar las fluctuaciones de caudal provenientes de la EDAR; después suele colocarse una etapa de coagulación-floculación seguida de una decantación acelerada tipo lamelar, si bien últimamente esta etapa está siendo sustituida por procesos de microfiltración (MF), y finalmente una etapa de ósmosis inversa (OI) (Rubio, 2000; Cortés, 2000). El consumo eléctrico asociado a la etapa de OI se sitúa en torno a los 0,7-1,5 kWh/m³ de agua producto; para la microfiltración, el coste es bastante menor, alrededor de 0,5 kWh/m³. En cuanto a las presiones de operación de las membranas, el valor típico si instalamos OI está entre 10 y 20 bares y una presión de 2 bares para el proceso MF. Por tanto, el coste de electricidad consumida es de 0,054 a 0,066 €/m³ (Valero et al, 2002).

El coste de los reactivos químicos en el pretratamiento del agua de mar suele girar alrededor de 0,0305 €/m³ (Valero et al, 2002), sin embargo, en agua residual puede ser muy superior. Los costes de operación están fuertemente influenciados por la relación global coste-efectividad del sistema de membranas. Las periódicas sustituciones de las membranas es un componente importante del coste total de operación. El coste del ciclo de vida de una instalación de membranas está significativamente influenciado por la frecuencia en las sustituciones, o vida de la membrana. Los fabricantes normalmente proporcionan una garantía para las membranas para un determinado período, típica de 5 años para las de agua de mar. Experiencias sugieren que la vida para una membrana operando adecuadamente puede fácilmente exceder los 10 años (Wiesner y Chellam, 1999). El coste de reposición de membranas nunca sobrepasa las 0,018 €/m³, y el mantenimiento se puede valorar en una franja de 0,012 a 0,060 €/m³, ya que la dedicación diaria puede variar mucho según la calidad del efluente (Valero et al, 2002).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

En el presente apartado se recogen tanto la metodología empleada para alcanzar los objetivos recogidos en el Apartado 1 de la presente memoria, como los equipos y técnicas empleados en la realización de la fase experimental. Se comienza con la descripción de las diferentes plantas pilotos y equipos de laboratorios empleados en el desarrollo de los diferentes experimentos. A continuación se describe la metodología empleada en cada uno de las etapas de trabajo realizadas para concluir con las técnicas y métodos empleados en el análisis de las muestras.

3.1. DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTAS PILOTOS DE LABORATORIO

Para la realización de la parte experimental se han dispuesto de dos plantas pilotos experimentales de ósmosis inversa, ambas ubicadas en el Centro Andaluz de Ciencias y Tecnologías Marinas (CACyTMar) en el Campus Universitario de Puerto Real. Las dos plantas realizan el mismo proceso de ósmosis inversa y sólo se distinguen en los módulos de membranas: una emplea las membranas espirales y la otra está dotada de una célula de flujo para el uso de las membranas en configuración plana. En los siguientes apartados se describen con detalle las plantas empleadas.

3.1.1. PLANTA PILOTO PARA MEMBRANAS DE CONFIGURACIÓN ESPIRAL

Esta planta piloto es una instalación para desalar agua de mar por ósmosis inversa en embarcaciones y que ha sido modificada para ensayos de laboratorio (MARINCO, modelo JUNIOR-100). Esta planta también ha sido dotada de un sistema de desinfección con luz ultravioleta para poder realizar estudios de ensuciamiento con y sin microorganismos. Posee dos contenedores de acero inoxidable para membranas de 25x40 pulgadas y tiene la suficiente instrumentación como para hacer un adecuado seguimiento de los experimentos que se llevan a cabo; dispone, además, de un depósito de 475 L de capacidad construido en poliéster como tanque pulmón de suministro de agua bruta a la unidad y otro depósito de 450 L de capacidad de poliéster para realizar los correspondientes lavados de las membranas. La producción de esta unidad está en torno a los 300-400 l/h con una conversión entre el 20 y 30%. Sin

embargo, estos datos de producción están supeditados, en última instancia, a las características específicas de la membrana utilizada, la presión de trabajo, la temperatura del agua, las características del agua a tratar, etc.

La *Figura 3.1* muestra una fotografía de la unidad, siendo las partes de las que consta las que se describen a continuación.

- Tanque de almacenamiento del agua de alimentación a la unidad. Tiene una estructura cilíndrico-vertical. Está construido en poliéster RFV y posee un volumen de 575 litros. Su altura es de 1.060 mm y su anchura de 915 mm. Está dotado de una válvula de entrada tipo cisterna que controla el nivel de agua en el mismo.
- Equipo de bombeo de baja presión que alimenta de agua al módulo de ósmosis inversa. Consta de una bomba Gefico GEF-AD-152-4-1 con un caudal máximo de 3,0 m³/h y una presión de descarga de 20 m.c.a., con una potencia unitaria de 1,0 CV.
- Rotámetro a la salida de la bomba de baja presión con escala de 0-100 L/min, para el control visual del caudal bombeado hacia la unidad de ósmosis inversa.
- Dos equipos de filtración de seguridad de 100 y 5 micras (prefiltros). Cada unidad posee un cartucho de hilo de polipropileno bobinado alrededor de un tubo central perforado que recoge el agua microfiltrada. Cada filtro de cartucho tiene una longitud de 10" de alto y un diámetro de 60 mm. La trama del bobinado permite el rechazo del 95% de las partículas con un tamaño superior a cinco micras, previniendo la posible entrada de éstas en los contenedores donde se alojan las membranas de ósmosis inversa.
- Medidor analógico de presión a la salida de los filtros de seguridad con una escala de 0-6 bares.
- Presostato de seguridad, que interrumpe el funcionamiento de la unidad de ósmosis inversa cuando la presión de trabajo es demasiado baja (0,5 bares).
- Sistema de bombeo de alta presión compuesto por una bomba de pistones Cat Pumps, modelo 317, construida en una aleación de níquel-aluminio-bronce, con un caudal máximo de 15 L/min, una presión de descarga entre 7 y 155 bares y un régimen de funcionamiento de 950 r.p.m. Esta bomba está accionada por un motor

marca ABB de 2,2 kW (380/420 V, 50 Hz). Las tuberías y valvulería de la aspiración de las bombas están realizadas en PVC DN32 PN 10.

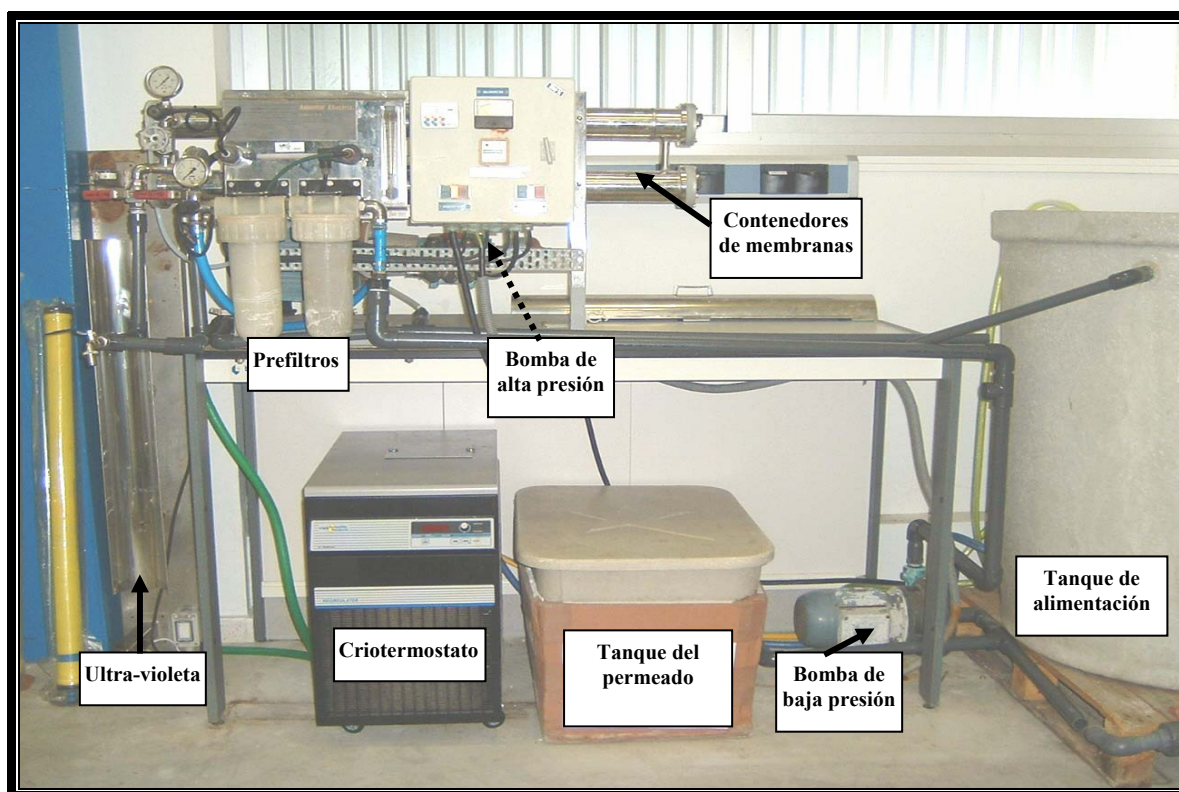


Figura 3.1. Vista general de la planta piloto para membranas de configuración espiral

La unidad de ósmosis inversa está dotada de dos contenedores de acero inoxidable AISI 316 L (de 3,74" de diámetro y 42,91" de longitud), con una resistencia máxima de prueba de 105 bares para el empleo de membranas enrolladas en espiral. En cada uno de ellos se instalan una membrana de 25x40 pulgadas que posee una superficie unitaria de 2,6 metros cuadrados y el conjunto de ellas tiene una superficie total de 5,2 metros cuadrados. En esta unidad las membranas estudiadas han sido las CPA2-2540, cuyas características técnicas se indican a continuación:

- Superficie unitaria	2,6 m ²
- Caudal de permeado	2,3 m ³ /d
- Flujo de permeado	36,86 L/m ² .h
- Rechazo salino mínimo	98,0 %
- Presión máxima de operación	21 bares
- Máxima concentración en cloro	< 0,1ppm
- Temperatura máxima de operación	45 °C
- Rango de pH	3,0 -10,0
- Caudal máximo de alimentación	16 m ³ /día
- Turbidez máxima de agua de alimentación	1,0 UNT

- Válvula reguladora de la presión de operación tipo guillotina a la salida del segundo contenedor.
- Medidores analógicos de presión a la entrada y salida de los contenedores de ósmosis inversa, con una escala de 0-100 bares.
- Presostato de seguridad a la salida del segundo contenedor de la unidad de ósmosis inversa, que interrumpe el funcionamiento de la unidad de ósmosis inversa cuando la presión de trabajo es demasiado alta (75 bares).
- Salinómetro, que comprueba continuamente la calidad del agua producto producida.
- Válvula de tres vías, que desvía automáticamente el agua producto hacia la corriente de rechazo en caso de que no posea suficiente calidad ($1.500 \mu\text{S}/\text{cm}$).
- Rotámetro de control del agua producto producida por la unidad de ósmosis inversa, con una escala de 0-4 L/min.
- Tanque de almacenamiento del agua producto. Tiene una forma rectangular, Está construido en poliéster RFV y posee un volumen de 69,6 Litros. Su altura es de 300 mm, su anchura de 400 mm y su longitud de 580 mm.
- Contador horario de funcionamiento de la unidad.
- Foto-reactor de luz ultravioleta. Es de tipo tubular y consiste en un cilindro de vidrio con tomas de entrada y salida, que posee en su eje longitudinal la fuente de iluminación. El volumen útil del foto-reactor es de 1.100 mL (*Figura 3.2*). La lámpara utilizada es de la casa Philips TUV TL-D 36W SLV. Se trata de una lámpara de descarga de vapor de mercurio a baja presión con una ampolla tubular de cristal. Emite radiación UV de onda corta a 254 nm (253,7 nm) (UV-C) filtrando el cristal de la lámpara la línea de formación de ozono a 185 nm (*Figura 3.3*).

El cilindro de vidrio del foto-reactor va recubierto de papel de aluminio por dos motivos:

- Para evitar la salida de radiación, especialmente cuando se utilizan lámparas que emiten a longitudes de onda peligrosas

- Realizar un efecto de reflexión en la luz emitida hacia el interior del foto-reactor

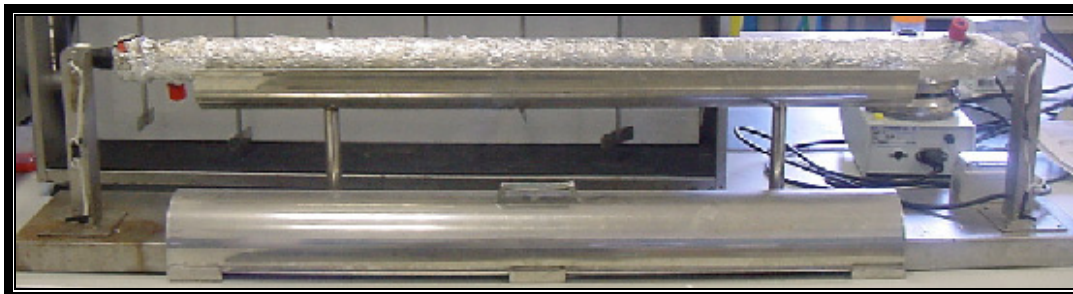


Figura 3.2. Foto-reactor tubular empleado en los ensayos de oxidación química avanzada

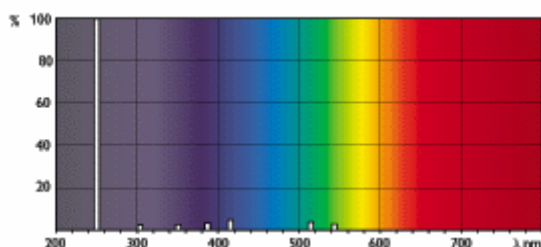


Figura 3.3. Diagrama espectral de la lámpara Philips TUV TL-D 36W SLV

Con ayuda de la *Figura 3.4*, se resumen en la *Tabla 3.1* las dimensiones de las lámparas empleadas en el presente trabajo de investigación.

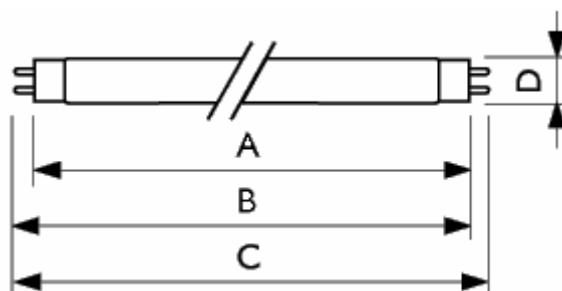


Figura 3.4. Esquema dimensional de las lámparas empleadas en los procesos.

Tabla 3.1. Dimensiones de la lámpara empleada.

Lámpara	A (mm)	B (mm)	C (mm)	D (mm)
TUV TL-D 36W SLV	1.198	1.205	1.212	26

3.1.2. PLANTA PILOTO PARA MEMBRANAS DE CONFIGURACIÓN PLANA

La planta piloto es una célula de membrana Sepa CF de la marca OSMONICS a escala de laboratorio y de flujo tangencial que proporciona datos de forma rápida y fiable con cantidades mínimas de membrana y productos. Permite variar las condiciones de operación y dinámicas del fluido en un amplio abanico de posibilidades, lo cual posibilita llevar a cabo estudios de evaluación de membranas y condiciones de operación. Emplea membranas en configuración plana (cualquier tipo de tecnología que funcione con gradiente de presión) con una superficie útil de 155 centímetros cuadrados. El equipo permite un sellado perfecto para evitar fugas de agua o disolvente.

Todo el sistema está construido en acero inoxidable AISI 316 L y posee espaciadores para disoluciones con contenidos de sólidos en suspensión medios y altos. Está provista de una bomba CAT modelo 341 de alta presión construida en acero inoxidable 316 SS, controlada por un variador de velocidad que permite modificar el caudal de la bomba. Posee un depósito de preparación de disoluciones con una capacidad máxima de 100 litros y una bomba de trasiego Grundfoss, también construida en acero inoxidable, modelo Z22. Posee la suficiente instrumentación para controlar todo el proceso y la valvulería necesaria para tomar muestras de agua y trabajar en condiciones de circuito cerrado o abierto, de forma que el diseño que tiene es adecuado para la investigación que se pretende realizar.

La *Figura 3.5* muestra una fotografía de la unidad, siendo las partes de las que consta las descritas a continuación.

- Tanque de almacenamiento del agua de alimentación a la unidad. Tiene una estructura cilíndrico-vertical. Está construido en poliéster RFV y posee un volumen de 85 litros. Su altura es de 600 mm y su anchura de 440 mm. Está dotado de una válvula de entrada tipo cisterna que controla el nivel de agua en el mismo.
- Una bomba de baja presión destinada a enviar el agua de aporte desde el tanque de polietileno a la bomba de alta presión. La bomba es de la marca Grundfoss, modelo CRN2-30 fabricada con acero inoxidable. Puede enviar el líquido con una presión máxima de 10 bares y con el límite de temperatura de operación entre [-20 a +120] °C; el caudal máximo es de 2,5 m³/h.

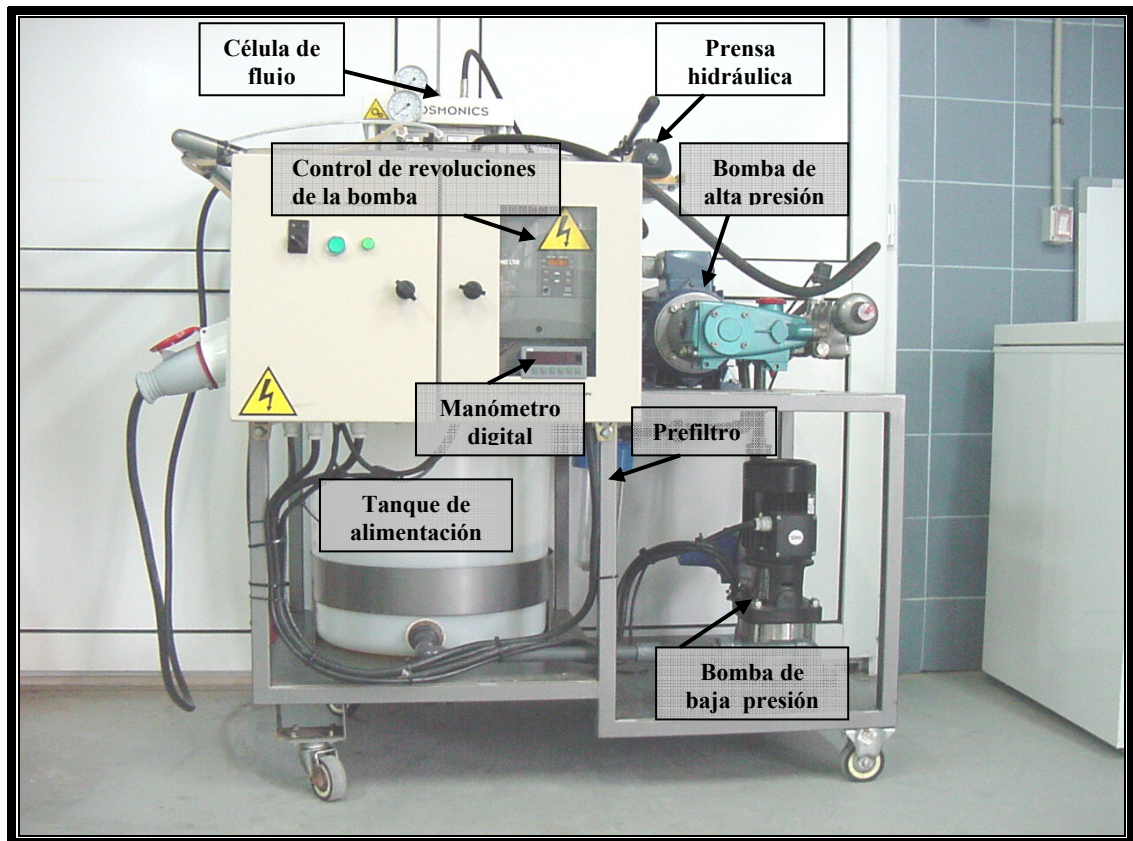


Figura 3.5. Vista general de la Planta piloto para membranas de configuración plana

- Un equipo de filtración de seguridad de 100 y 5 micras. La unidad posee un cartucho de hilo de polipropileno bobinado alrededor de un tubo central perforado que recoge el agua microfiltrada. El filtro de cartucho tiene una longitud de 10" de alto y un diámetro de 60 mm. La trama del bobinado permite el rechazo del 95% de las partículas con un tamaño superior a cinco micras, previniendo la posible entrada de éstas en la célula de flujo donde se aloja la membrana de ósmosis inversa.
- La célula de flujo (*Figura 3.6*), posee una entrada de agua de aporte y dos salidas (de agua de rechazo y de permeado). Con el fin de controlar la presión de operación, se ha colocado un manómetro analógico en la salida del rechazo y otro digital a la entrada de la célula de flujo. Dicha célula posee un área efectiva destinada a la membrana de 155 cm², es de la marca Osmonics modelo SEPA® CF, fabricada con acero inoxidable (316 SS) y soporta una presión máxima de 69 bares, con una temperatura máxima del fluido de 177C°.



Figura 3.6. Célula de flujo “Osmonics”

- Para bombear el agua a alta presión se emplea una bomba Cat Pumps modelo 341 fabricada con acero inoxidable, puede alcanzar una presión de 155 bares y un caudal de 15 L/min, una presión de descarga entre 7 y 155 bares y un régimen de funcionamiento de 950 r.p.m. Esta bomba está accionada por un motor marca ABB de 2,2 kW (380/420 V, 50 Hz). Las tuberías y valvulería de la aspiración de las bombas están realizadas en PVC DN32 PN 10. El caudal de esta bomba puede ser modificado por un variador de frecuencias.
- Bomba hidráulica de la marca Enerpac y modelo P142. Tiene como objetivo cerrar la célula de flujo con una presión muy alta: la presión máxima que puede alcanzar esta bomba es 700 bares.
- Un variador de frecuencia, indispensable para controlar las revoluciones de la bomba de alta presión y controlar así el caudal de la bomba a voluntad. El empleado es de la marca MEB, serie MN2 (0,75 - 3.7 KW, 440V).
- Válvula reguladora de la presión de operación tipo guillotina a la salida del rechazo de la Célula de Flujo.
- Un indicador digital inteligente regulado a 19 bares de marca TAS-1, modelo T/P. Este indicador está dotado de Presostato de seguridad a la salida de la Célula de Flujo, que interrumpe el funcionamiento de la unidad de ósmosis inversa cuando la presión de trabajo alcanza 19 bares.

- Un control automático de bombas de marca **G** tipo 378206 de una presión máxima de 10 bares.
- Un criotermostato para controlar la temperatura del agua. El de control de temperatura está entre (-53 y 83°C)
- Un manómetro analógico, con una escala de 0-100 KPa colocado junto a la válvula de rechazo.

3.2. METODOLOGÍA Y PLAN DE TRABAJO APLICADO

Para la realización de la parte experimental del proyecto se han utilizado membranas de poliamida aromática HYDRANAUTICS modelo CPA2-2540 por su gran implantación en el mercado. Estas membranas poseen un bajo costo, unas buenas prestaciones y un elevado rechazo de sales, y sobre todo, un flujo de agua adecuado como se ha comentado en el apartado de antecedentes bibliográficos.

Se comercializan en distintos tamaños y se venden en configuración espiral; en concreto, el correspondiente a las dimensiones 25*40 pulgadas, permite que pueda ser empleada en la planta piloto MARINCO modelo JUNIOR-1000 directamente (*Figura 3.1*). Si se elimina el elemento exterior de protección y los sobres de membrana son extraídos, éstos pueden ser cortados y manipulados, según las dimensiones que se necesitan para que puedan ser empleadas en la planta piloto Osmonics (emplea membranas en configuración plana con un área de 155 centímetros cuadrados). Respecto al flujo, en las condiciones normalizadas del fabricante (1500 mg/L de cloruro sódico, 225 psi de presión, 25°C de temperatura y un 15% de conversión) éste es de 44 L/m².h. El rechazo salino mínimo garantizado es de 99,2 %.

El plan de trabajo y la metodología que se va a utilizar para alcanzar los objetivos que se han propuesto en la presente tesis constan de las siguientes etapas que a continuación se pasan a describir.

ETAPA 1. Estudio de las interacciones membrana-componentes físico-químicos del agua residual en condiciones de laboratorio.

Dentro de los componentes físico-químicos que se estudiarán en esta etapa, se ha hecho especial hincapié en las interacciones producidas por partículas coloidales y por compuestos inorgánicos que provocan un ensuciamiento químico de las membranas.

Los estudios se llevaron a cabo en la planta piloto OSMONICS de configuración plana. La utilización de esta planta para los estudios de ensuciamiento tanto coloidal, como químico o microbiológico se debe a sus buenas prestaciones para realizar este tipo de ensayos, además de ser un tipo de planta muy usada por diversos autores para la realización de estudios de estas

características. Así, presenta una elevada versatilidad, ahorro en el gasto de membranas, utilización de pequeñas superficies de membranas.

Para el estudio de las interacciones membranas-partículas coloidales, aunque es posible usar ácidos húmicos comerciales como han usado diferentes autores, en el presente trabajo se parte de coloides de sílice comerciales (Aerosil 200, Degusta Cor., Akron, OH) como modelo de coloides por ser los más usuales. Estos coloides de sílice se suministran en forma de polvo y se pueden usar sin ningún tipo de tratamiento. El área superficial del sílice que se va a utilizar es de 225 m²/g, con una densidad de grupos silanol de 2,6/nm² y una densidad de 2,2g/cm² las características de este coloide se reflejan en la *Tabla 3.2*.

Tabla 3.2. Características de la sílice coloidal (AEROSIL® 2000)

AEROSIL® 200		
<i>Propiedades Físico-Químicas</i>	<i>Unidad</i>	<i>Valor</i>
Superficie específica (BET)	m ² /g	200±25
Tamaño medio de partícula	nm	12
Densidad	g/L	30
Humedad (2 horas a 105°C)	%	≤ 1,5
Pérdida por ignición (2 horas a 1000°C)	%	≤ 1,0
pH (dispersión al 4%)		3,7-4,7
Contenido en sílice (SiO ₂)	%	99,8

Con estos coloides se preparó una disolución madre de 1g/L y a partir de ella se prepararon diferentes soluciones cuya concentración varió entre 1 y 100 mg/l. Se preparó un volumen de 100 litros de cada una de ellas y se realizaron ensayos de ensuciamiento de las membranas haciendo circular las disoluciones en circuito cerrado a través de la superficie de la membrana durante periodos de tiempo variables y que oscilaron entre 1-400 horas. Estos ciclos de trabajo vienen marcados por el grado de ensuciamiento que se ha ido desarrollando, o cuando el flujo de permeado se reduce en más de un 15%.

Las condiciones de trabajo se mantuvieron constantes durante este tipo de experimento para no variar las condiciones hidrodinámicas del sistema. Se trabajó con una presión de trabajo de

16 bares (recomendada por el fabricante de las membranas), una conversión máxima del 15% y con un flujo de 40 L/m² h. Asimismo, fue necesario controlar la temperatura de trabajo en cada caso (20°C).

Al final de cada uno de estos experimentos, las membranas se extrajeron de las celdas de trabajo y se sometieron a una profunda observación mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) y el análisis mediante energía dispersiva de rayos X al objeto de estudiar la naturaleza del depósito de las membranas.

ETAPA 2. Estudio de las interacciones membrana-componentes microbiológicos del agua residual en condiciones de laboratorio.

Para el estudio de las interacciones membranas-microorganismos, se partió del efluente procedente de la unidad de tratamiento secundario de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Puerto Real. Este efluente ha estado sometido a un tratamiento convencional consistente en un sistema de lodos activos con decantación secundaria. Dicho efluente fue analizado físico-química y microbiológicamente.

Antes de empezar los experimentos se determinaban las características del efluente. A continuación y si era necesario, se realizaban diluciones (1:9; 1:8.....1:1) para adecuar las características de DQO, DBO₅, SS y microorganismos de dicho efluente a los valores determinadas por la Directiva Comunitaria 91/271 EEC, (DQO = 125 mgO₂/L; DBO₅= 25 mgO₂/L; SS = 35 mg/L). Esta agua diluida se utilizaba como agua de alimentación a la planta piloto de ósmosis inversa.

Se realizaron dos tipos de ensayos. En el primero tipo, el efluente antes de entrar en la unidad de la ósmosis inversa, se desinfectaba con radiación ultravioleta, con el objetivo de asegurar que el ensuciamiento que se efectúe en las membranas será ensuciamiento con materia orgánica libre de microorganismos. En el segundo tipo, los ensayos se realizaron sin desinfectar el efluente.

Todos los ensayos de realizaron en circuito cerrado y en condiciones constantes de presión y temperatura.

Durante el ensuciamiento de las membranas se caracterizaba el funcionamiento de éstas midiendo: el caudal de permeado, caudal de rechazo, caudal de alimentación, la conductividad de permeado, la conductividad de rechazo, la conductividad de alimentación y la temperatura del agua de alimentación.

Seguidamente, se repitió la misma metodología pero esta vez sin desinfectar el efluente con el objetivo de comparar el ensuciamiento con y sin microorganismos.

ETAPA 3. Estudio de las interacciones membranas-condiciones hidrodinámicas del sistema en las condiciones de laboratorio.

La geometría empleada en los módulos juega un papel fundamental en las interacciones que se producen entre la superficie de las membranas y las condiciones hidrodinámicas en las que se realice en el proceso de ósmosis inversa.

Si los ensayos de ensuciamiento que se han llevado a cabo en el presente proyecto solo se hubieran realizado en configuración plana sería muy difícil poder extraer conclusiones de los estudios de ensuciamiento para otras geometrías de módulos de membranas ampliamente usadas como la de espiral, por ejemplo. Es por ello por lo que además de en la planta piloto para las membranas en configuración espiral, se realizaron ensayos de ensuciamiento en la planta piloto con las membranas de configuración plana.

Para el estudio de las interacciones membrana-condiciones hidrodinámicas se seleccionaron condiciones de trabajo ya estudiadas en las etapas previas relativas a concentraciones de material coloidal y de sales, que generaron ensuciamiento de las membranas. Una vez seleccionadas estas condiciones de trabajo, se emplearon en esta etapa modificando las condiciones de operación de ambas membranas según se describen a continuación.

Para abordar esta etapa era necesario estudiar el régimen del fluido dentro del sistema de celda Sepa CF y dentro del contenedor de elementos de membranas de tamaño 25x40 de las respectivas plantas piloto. Para ello se modificarán los caudales de entrada, con lo cual era posible controlar la velocidad tangencial del fluido que controla, en parte, la tasa de deposición de material coloidal y precipitados sobre la membrana.

Los ensayos se realizaron en paralelo en ambas plantas obteniendo así información que permite contrastar los resultados obtenidos con las dos diferentes configuraciones empleando la misma membrana. Las diferencias encontradas están relacionadas directamente con las distintas condiciones hidrodinámicas que operaron en ambas geometrías.

ETAPA 4. *Estudio de diferentes secuencias de lavado de las membranas.*

Una vez concluidas cada una de las etapas correspondientes a los estudios de diferentes tipos de ensuciamiento, se probaron distintas secuencias de lavados de las membranas. En estos estudios las secuencias de lavado empleadas tenían como objetivo eliminar el ensuciamiento de tipo orgánico, fundamentalmente.

En la presente tesis, se han probado diferentes secuencias de lavado para la eliminación por separado de cada uno de los tipos de ensuciamiento. De esta forma se puede evaluar cual de los agentes empleados en los diferentes lavados se comporta mejor para separar un tipo específico de suciedad. Los reactivos de lavado que se han empleado fueron: tensioactivos aniónicos (Lineal Alquil Benceno Sulfonato, LAS), agentes complejantes (AEDT), bisulfito sódico. Se variaron la concentración de cada uno de ellos, el tiempo de lavado, el pH de trabajo, etc. Se probaron, además, diferentes temperaturas de trabajo (hasta un máximo de 40°C). Los estudios de lavado de la membrana se llevaron a cabo en la planta de OSMONICS.

Una vez realizado los correspondientes lavados, se comprobó la eficacia de los mismos estudiando de nuevo los parámetros de operación de las membranas (flujo, porcentaje de rechazo, etc.).

3.3. TÉCNICAS ANALÍTICAS

En este apartado se exponen las técnicas analíticas que se han empleado, tanto en la planta, como en el laboratorio del Grupo de Investigación Tecnologías del Medio Ambiente para el seguimiento de los procesos de ensuciamiento llevados a cabo en la plantas pilotos.

Diariamente, se realizaron en la planta una serie de mediciones destinadas a llevar el control de diversos parámetros de operación: conductividad, S.D.I., etc. Las demás determinaciones se realizaron con el fin de reflejar la calidad de las aguas de entrada a las plantas del laboratorio.

DETERMINACIONES ANALÍTICAS

Las determinaciones analíticas fueron realizadas según los métodos y con los materiales que se describen a continuación:

Determinación del pH. Se utilizó un pH-metro portátil, marca WTW y modelo 330-SET 1 de alta resolución. El equipo posee un sistema autocalibrante, que ajusta automáticamente las soluciones tampón de pH 10.0, 7.02 y 4.00. Además posee una sonda de temperatura del tipo de termorresistencia de platino Pt100, que realiza la compensación automática de la misma. Se utilizó un electrodo de tipo estándar modelo Sen Tix 41.

Determinación de la conductividad. La determinación se realizó mediante una técnica electrotérmica utilizando un conductivímetro microprocesador portátil marca Crison, modelo 524. Está provisto de célula de conductividad con dos electrodos de grafito, y con sensor termométrico incorporado para la compensación automática de temperatura (CAT), ofreciendo el valor de conductividad de las disoluciones medidas referido a 20°C.

Determinación del SDI. La concentración de coloides y partículas en suspensión puede expresarse por el índice de ensuciamiento SDI (Silt Density Index) del agua. El SDI se calcula a partir del grado de taponamiento de un filtro Millipore de 0,45 micras cuando el agua pasa a través de él a una presión de 30 psi. En este trabajo se ha realizado una modificación del procedimiento establecido en las normas ASTM. Así, el tiempo de medida del SDI siempre ha sido de quince minutos ($T=15$ min.) pues de esta forma el contenido de partículas recogido en el filtro es más representativo al transcurrir más tiempo entre una y otra medida. Además,

permite la comparación de los valores de SDI con los que se indican a continuación, que orientan sobre la tendencia al ensuciamiento de un agua:

- SDI = 0 - 2, aguas con poca tendencia al ensuciamiento.
- SDI = 2 - 4, aguas con cierta tendencia al ensuciamiento.
- SDI = 4 - 6,7, aguas con gran tendencia al ensuciamiento.

En las *Figuras 3.7 y 3.8* se muestra el dispositivo requerido para ello.

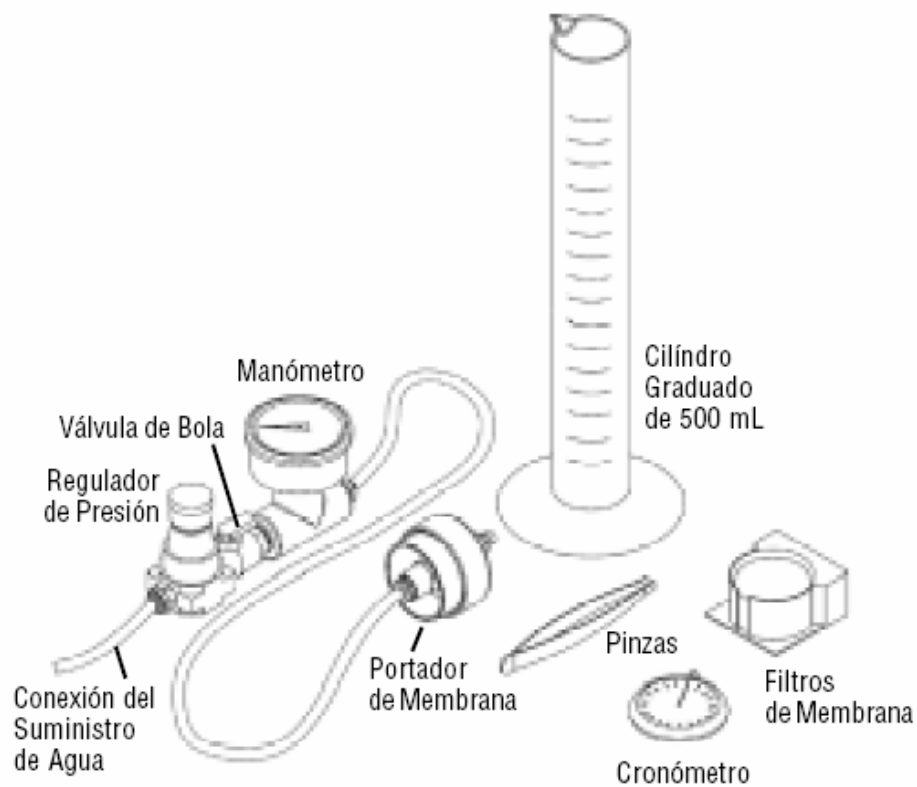


Figura 3.7. Esquema del material de dispositivo necesario para la medida del SDI.

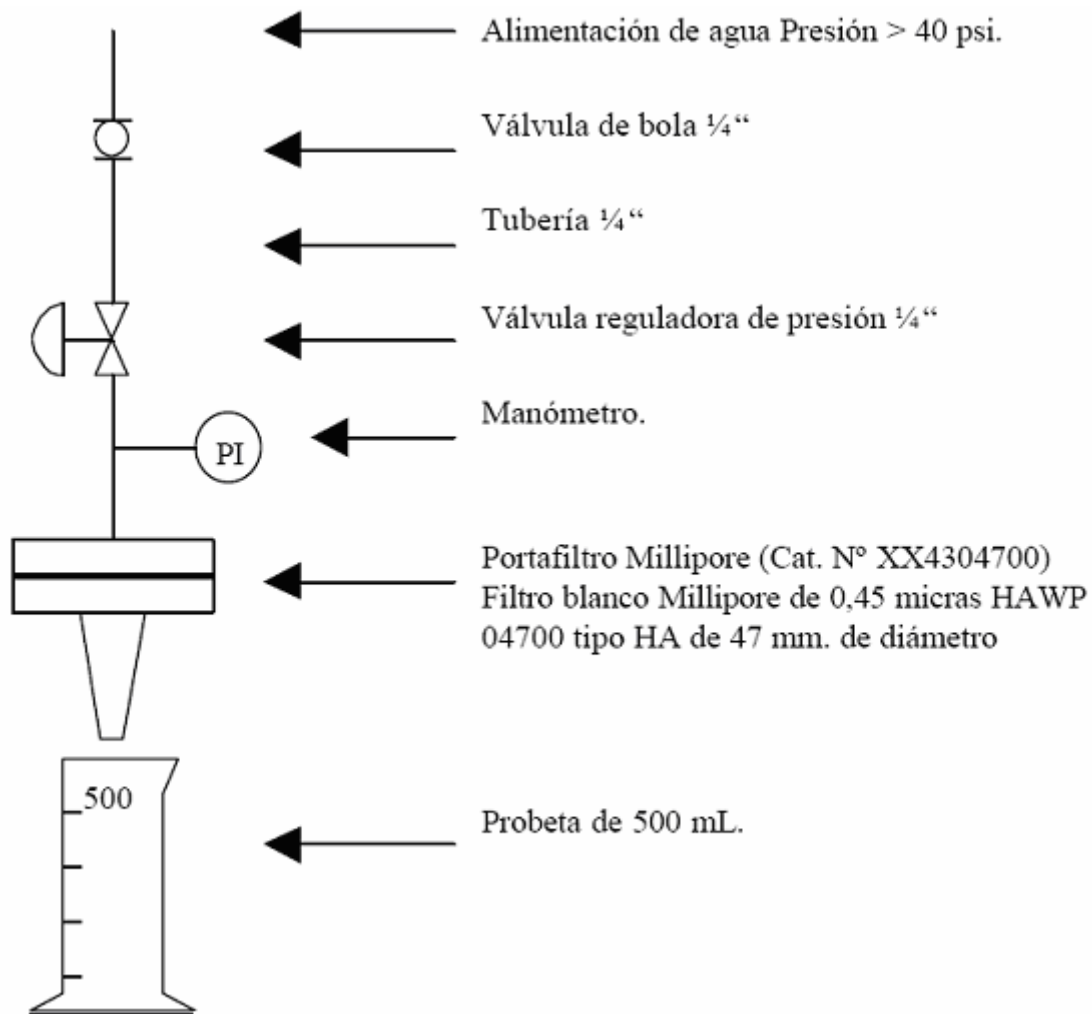


Figura 3.8. Esquema del dispositivo necesario para la medida del SDI.

1. Montar el sistema según se muestra en la figura y colocar el regulador de presión en 30 psi.
2. Antes de instalar el filtro Millipore, pasar el agua que se va a examinar a través del sistema de medida, para así eliminar los contaminantes que hayan podido entrar
3. Medir la temperatura del agua.
4. Abrir el portafiltro y colocar un filtro Millipore de 0,45 micras (47 mm de diámetro) en la placa soporte del portador. El filtro de membrana deberá manejarse con pinzas de borde liso para evitar dañarlo.
5. Asegurar que la junta tórica se encuentra en buenas condiciones y correctamente colocada. Volver a colocar la mitad superior del portador del filtro y cerrar de forma que quede fijo.

6. Purgar el aire que ha quedado retenido.
7. Abrir la válvula de bola para que empiece a pasar el agua. Simultáneamente, con un cronómetro medir el tiempo que se requiere para llenar una probeta de 500 mL; anotar el tiempo empleado (T_o).
8. Dejar abierta la válvula para que continúe pasando el flujo de agua durante 15 minutos (T).
9. Al final de este tiempo (T), y con agua pasando a través del dispositivo, se vuelve a medir el tiempo necesario para recoger otro volumen de 500 mL (T_{15}).

Nota: La presión deberá mantenerse en 30 ± 1 psi durante toda la prueba.

Medir la temperatura del agua. Está deberá permanecer constante ($\pm 1^\circ$ C) durante toda la prueba.

Una vez finalizada la prueba, el filtro de membrana puede guardarse para un análisis o comparación posterior.

El SDI se calcula mediante la ecuación:

$$SDI = \frac{\% P_{30}}{T} = \frac{100 \left(1 - \frac{T_o}{T_{15}} \right)}{T} \quad [3.1]$$

Donde:

P_{30} = Obturación a una presión de alimentación de 30 psi.

T = Período total de la prueba en minutos (en nuestro caso quince minutos).

T_o = Tiempo inicial (en segundos) necesario para recoger una muestra de 500 mL.

T_{15} = Tiempo (en segundos) necesario para recoger una muestra de 500 mL después del período de prueba ($T = 15$ minutos).

Existe una ajustada relación entre el SDI y el grado de ensuciamiento coloidal sobre las membranas, y por ello es el mejor método para la medida de la concentración coloidal.

De forma complementaria a los ensayos realizados en la planta, se procedió a realizar en el laboratorio los análisis del agua de aporte que pudieran reflejar los resultados conseguidos en cada fase de estudio. A continuación, se describen los métodos empleados en la realización de los mismos.

Ensayos microbiológicos. Para los ensayos microbiológicos se procedió de formas diferentes según fuera el objetivo del análisis. Para los coliformes fecales y totales, se utilizó el método de filtración a través de membranas (Millipore) con los medios de crecimiento Caldo m-FC y Caldo MF-Endo de Sharlau, respectivamente. Las membranas de coliformes fecales se incubaron a $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$, y las de coliformes totales a $35^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$, ambas durante 24 horas.

Los estreptococos fecales se determinaron mediante el método de filtración a través de membranas (Millipore) con el medio de crecimiento Agar KF de Sharlau, y manteniendo las placas en incubación durante 48 horas a una temperatura de $37^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$.

Para los recuentos de aerobios totales se utilizó agar nutritivo. Las placas de recuento de aerobios fueron cultivadas a 37°C durante 72 horas (APHA *et al.*, 1992).

Microscopía electrónica de barrido. Ésta ha sido la técnica empleada para la visualización de los depósitos presentes sobre la superficie de las membranas. Previamente a la visualización de la porción de membrana se ha realizado una fijación de la misma con el objetivo de conservar la estructura característica de la muestra. Para ello fue necesario: 1) la deshidratación de la muestra (sucesivos baños de acetona y disolución), 2) proceso de punto crítico con CO_2 en estado líquido para eliminar los restos de disolvente y 3) una metalización con una película de oro para facilitar la conductividad superficial de la muestra. Una vez preparada la muestra, ya puede ser observada en el microscopio electrónico y realizarse las correspondientes micrografías. El microscopio utilizado ha sido el modelo FEI QUANTA 200.

Determinación de los sólidos en suspensión (SS). Se determinaron mediante la filtración de las muestras en un equipo de filtración Millipore, utilizando membranas AP40044705 de peso seco conocido. Las membranas, una vez concluido el proceso de filtración, se llevaron a sequedad (en estufa a 110°C durante 24 horas) hasta peso constante, determinándose posteriormente el contenido en sólidos por gravimetría. Los resultados se expresan como

miligramo de sólidos en suspensión totales por litro de muestra (mg/L), de acuerdo con el método normalizado 2540-D (APHA *et al.*, 1992).

Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno se ha realizado mediante la utilización del método manométrico 5210-B de la APHA y col., 1992. El equipo empleado es el Oxitop Iss 6 WTW que se basa en medida de la diferencia de presión, que produce los gases generados y consumidos por la degradación biológica del agua residual incubada a través de un sensor de presión electrónico.

Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). La determinación se realizó mediante una técnica colorimétrica utilizando un colorímetro Nanocolor PT 3 a 585 nm, previa digestión de la muestra en medio ácido con dicromato potásico en termoreactor. La digestión se realiza a 149°C durante 2 horas, de acuerdo con el método normalizado 5220D (APHA *et al.*, 1992).

Determinación del Carbono Orgánico Disuelto (COD). La determinación del carbono orgánico disuelto de las muestras se realizó mediante el uso de un analizador Shimadzu TOC-5050A. El principio de medida de este apartado consiste en determinar en primer lugar el contenido en carbono total (TC) mediante la combustión de todo el carbono presente en la muestra hasta CO₂ y su determinación mediante un analizador de gases por infrarrojo no dispersivo (NDIR).

La determinación del carbono inorgánico se realiza mediante un reactor IC en el que el gas portador se encuentra fluyendo continuamente en forma de pequeñas burbujas en el seno de una solución de ácido fosfórico al 25%. Al inyectar la muestra en el reactor, todo el carbono presente en la misma en forma de CO₂ disuelto, carbonato o bicarbonato, es transformado en CO₂ gaseoso que es arrastrado y detectado por el NDIR del mismo modo descrito anteriormente para el TC. Por diferencia entre ambos se obtiene el valor de COD.

Determinación de Nitrato. Se realizó utilizando el test de análisis rápidos de la casa Merck (código 14773). En ácido sulfúrico concentrado, los iones nitrato forman con un derivado del ácido benzoico, un nitrocompuesto rojo que se determina fotométricamente.

Determinación de Silicato: Se realizó utilizando el test de análisis rápidos de la casa Merck (código 14794). En solución sulfúrica los iones silicatos forman con iones molibdato un heteropoliácido amarillo, el cual se reduce a azul de silincomolibdeno que se determina fotométricamente. El procedimiento es análogo a US Standard Methods 4500-Si E.

3.4. REACTIVOS COMERCIALES EMPLEADOS

Los reactivos utilizados en los ensayos de laboratorio y en las plantas piloto experimentales se describen brevemente a continuación.

Hipoclorito sódico: disolución líquida comercial al 15% en peso, en garrafas de 25 litros Marca: *Brenntag-PQS*.

Sodio hidrógeno sulfito: disolución líquida comercial al 40% p/v químicamente puro, en garrafas de 5 litros Marca: *Panreac*.

Biocida: disolución líquida, mezcla de: *5-cloro-2-metilo-4-isotiazolin-3-ona* y *2-metilo-4-isotiazolin-3-ona* (3:1), en garrafa de 25 litros Marca *Biomate MBC 781*.

Cloruro sódico: empleado en forma sólida al 99,5% de pureza, en botes de 5 Kg Marca *Sharlau*.

LAS: *Lineal alquilbenceno sulfonato*, al 98 % de pureza, en botes de 5Kg Marca *Sharlau*.

AEDT: *Acido diamino tetra acetico*, al 80% de pureza, en botes de 1Kg marca *Sharlau*.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente capítulo se presentan los resultados experimentales obtenidos en los diferentes ensayos realizados, así como la discusión de los aspectos más relevantes de los mismos.

Las características del agua de aporte y condiciones de operación utilizadas se presentarán al inicio de cada experimento.

El comportamiento de las membranas se ha evaluado mediante el análisis tanto de variables operacionales (presión, caudal producto, conversión, rechazo de sales, etc.), como de las calidades del agua de alimentación y producto de la unidad de ósmosis inversa.

Tras la exposición de los experimentos de ensuciamiento, aparecen recogidas las conclusiones más importantes relacionadas tanto con el comportamiento de las membranas, como con la efectividad de las diferentes secuencias de lavado ensayadas.

4.1. ENSAYOS PREVIOS

La planta piloto utilizada para llevar a cabo estos experimentos ha sido *la célula de flujo* descrita en el apartado anterior (*Figura 3.5*). Esta planta proporciona datos de forma rápida y fiable haciendo uso de cantidades mínimas de membranas y reactivos. En esta célula de flujo es posible variar las condiciones de operación y dinámicas del fluido en un amplio abanico de posibilidades, lo que posibilita llevar a cabo estudios de evaluación de membranas y condiciones de operación.

4.1.1. CAUDAL NORMALIZADO

Durante el funcionamiento de un sistema de ósmosis inversa, las variaciones de parámetros como la presión, temperatura, etc., originan modificaciones en el caudal de permeado. Para evaluar de manera efectiva el comportamiento del sistema, es necesario comparar los caudales de permeado con los obtenidos en condiciones de referencia. Como ésto no siempre es posible, es necesario convertir los datos obtenidos en condiciones reales en los que se obtendrían en unas condiciones determinadas y constantes denominadas condiciones normalizadas. Con ello se obtiene la normalización de los datos. Para realizar esta

conversación se ha utilizado la siguiente ecuación empleada por el fabricante para las membranas Hydranautics.

$$Q_n = Q_p \times (P_{media\ t=0} / P_{media\ t}) \times e^{(2500 \times ((1 / (273 + T)) - 1 / 298))} \quad [4.1]$$

Con:

Q_n :	Caudal normalizado
P_{media} :	$(P_{entrada} + P_{salida}) / 2$
Q_p :	Caudal de permeado

Nota: Esta ecuación depende de la estructura y la configuración de cada membrana y de cada fabricante.

4.1.2. DETERMINACIÓN DEL CAUDAL DE OPERACIÓN

Para determinar el funcionamiento de las membranas se ha estudiado el flujo de las mismas, ya que el fabricante solo proporciona el valor del caudal del elemento de membrana y en nuestros experimentos se emplea una pequeña porción de la misma. El flujo se determina como el caudal dividido por el área de membrana utilizada y es un valor constante independiente del área empleada

Teniendo en cuenta lo comentado en el párrafo anterior, y antes de comentar los ensayos realizados para determinar el caudal de operación, es necesario indicar que la planta piloto posee dos bombas para impulsar el fluido. La primera de ellas es una bomba centrífuga (baja presión) que es la encargada de alimentar a una bomba de pistón de desplazamiento positivo (alta presión), la cual impulsa el fluido a la presión requerida para llevar a cabo el proceso de ósmosis inversa. Esta última está dotada de un variador de frecuencia que permite variar a voluntad el caudal de alimentación. Los primeros ensayos realizados demostraron que los resultados obtenidos dependían de si se encontraban o no ambas bombas en funcionamiento a la vez y de la frecuencia de trabajo de la bomba de alta presión. Por este motivo fue necesario realizar un conjunto de experimentos para decidir como se iba a trabajar y cual iba a ser el caudal de operación.

En los primeros experimentos, se mantenían en funcionamiento las dos bombas de las que dispone la planta, de forma que la bomba centrífuga (baja presión) alimentara a la bomba de desplazamiento positivo (alta presión), estudiándose la relación entre la frecuencia eléctrica y el caudal de la bomba.

En la *Figura 4.1* se puede observar que aunque el caudal de alimentación es inferior al recomendado (666,66 L/h), el flujo de permeado siempre se encuentra por encima del valor recomendado por el fabricante de la membrana (36,86 L/m².h).

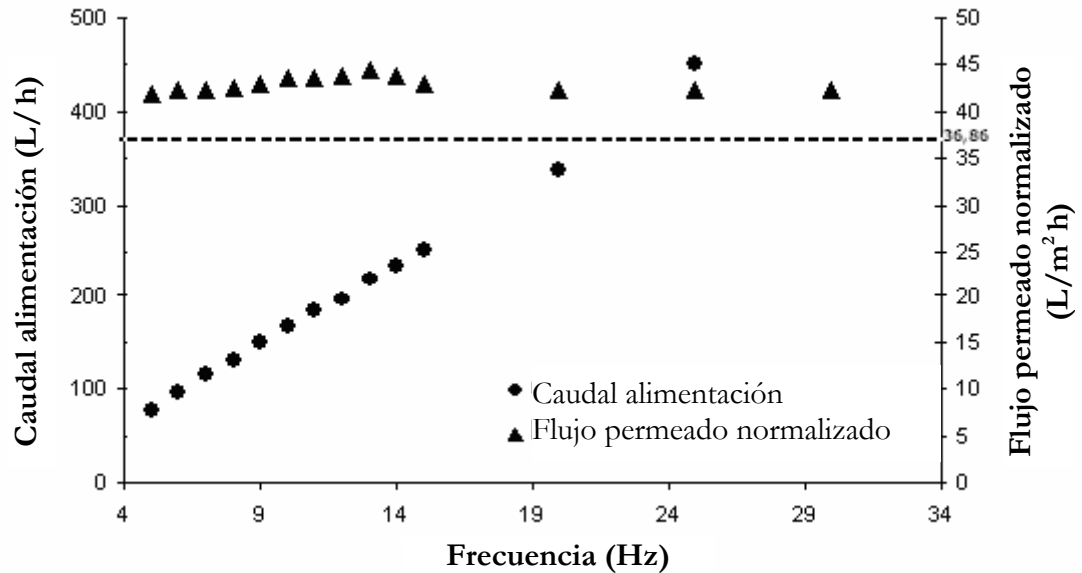


Figura 4.1. Evolución del caudal de alimentación y del flujo de permeado con la frecuencia.

En el segundo conjunto de experimentos sólo estuvo en funcionamiento la bomba de alta presión, la cual se alimentó directamente del depósito de alimentación. De igual forma se probaron distintas frecuencias de giro del motor de la bomba. La presión de operación en este experimento estaba fijada a 16 bares. Los resultados obtenidos se muestran en la *Figura 4.2*.

En este segundo ensayo (*Figura 4.2*) se observa que el flujo de permeado se encuentra más próximo al recomendado por el fabricante. También se observa que a menor frecuencia de giro, menor es el flujo de permeado.

A la vista de los resultados obtenidos se decidió realizar todos los experimentos sólo con la bomba de alta presión, aspirando directamente del depósito de alimentación y con una frecuencia de giro de 5 Hertzios. La elección de esta frecuencia es debido a que 5 Hertzios es la velocidad de giro del motor que proporciona el flujo de producto más próximo al recomendado por el fabricante (36,86 L/m²/h). El caudal de alimentación que nos proporciona un flujo de producto más próximo al recomendado por fabricante de la membrana es de 76,6 L/h.

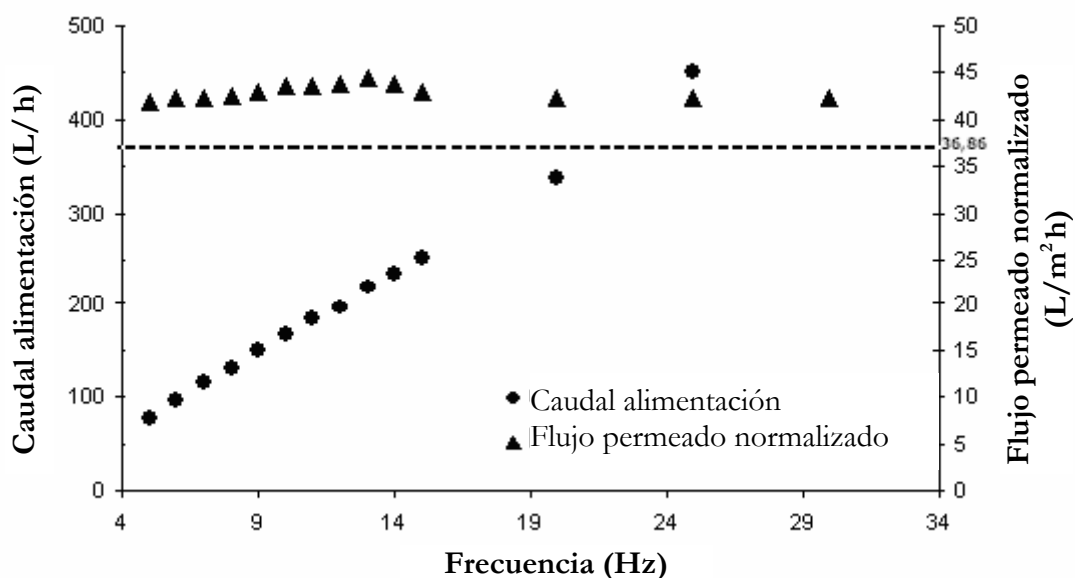


Figura 4.2. Evolución del caudal de alimentación y del flujo de permeado con la frecuencia.

4.1.3. CARACTERIZACIÓN DE LAS MEMBRANAS CPA2-2540

Para la caracterización de la membrana CPA2-2540 de Hydranautics se realizó un estudio de evolución temporal de la conductividad y el flujo de la corriente de permeado en la célula de flujo haciendo pasar a través de ella una solución con 1500 ppm de NaCl a 16 bares de presión, una temperatura de 25 °C y un caudal de alimentación de 76,6 L/h. Los resultados obtenidos se muestran en las Figuras 4.3 y 4.4. Conviene aclarar que el experimento se realiza con un trozo de membrana completamente nuevo.

En la Figura 4.3 se muestran los resultados obtenidos para la evaluación temporal del caudal y flujo de permeado. Se puede observar que durante las 6 primeras horas se produce una caída muy acusada del flujo de producto, para después descender con una pendiente mucho más suave, permaneciendo casi constante. El primer periodo se corresponde con la fase de adaptación de la membrana a las condiciones de presión y salinidad. En el segundo periodo hubo un ligero descenso en la permeabilidad de la misma. Si comparamos con los datos aportados por el fabricante (Flujo de permeado = 36,86 L/m²/h y Caudal de permeado 0,62 L/h), el flujo y el caudal obtenidos durante los primeros instantes son análogos a los

especificados a 36 y 0,62 L/h respectivamente. Durante el tiempo que duró el ensayo, la reducción del flujo y del caudal de permeado fue de 18,5%.

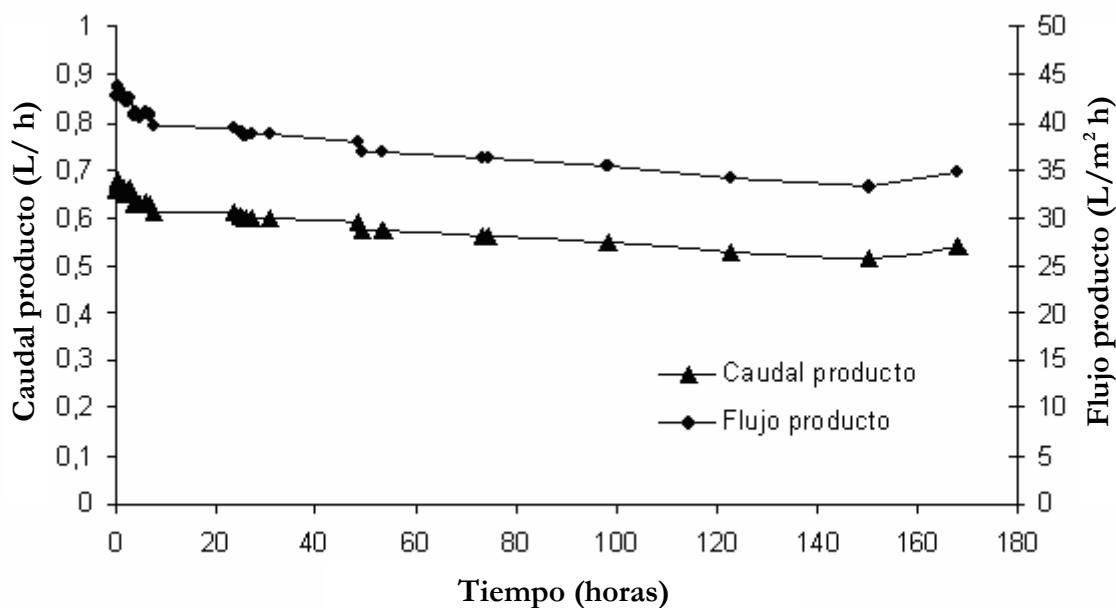


Figura 4.3. Evolución temporal del caudal y el flujo de permeado.

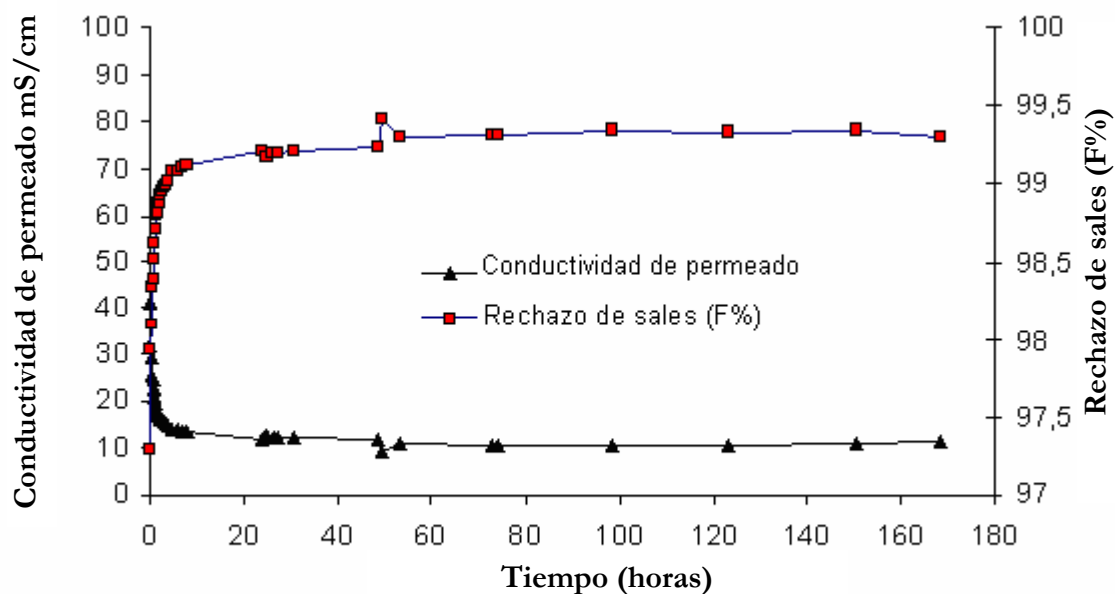


Figura 4.4. Evolución temporal de la conductividad y el rechazo de sales de la membrana.

Para la caracterización de la membrana también se realizó un seguimiento del rechazo salino de la misma. En la *Figura 4.4* se representa la evolución temporal de la conductividad del

permeado y el rechazo salino y se puede observar como al aumentar el rechazo de sales, disminuye la conductividad del permeado. También se observa una tendencia similar en el comportamiento de ambas variables: una primera fase de adaptación, en las primeras 8 horas, para alcanzar posteriormente la estabilidad durante el tiempo que duró el experimento. Respecto a la evolución de la conductividad del agua producto, ésta oscila entre 10 y 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un valor medio de 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que indica que la calidad del agua producida, desde el punto de vista de su contenido en sales, es muy alta. Se puede apreciar también que la evolución de la conductividad una vez superado el periodo de adaptación es una línea horizontal a diferencia del caudal (*Figura 4.3*) que ha ido disminuyendo con el tiempo aunque con una pendiente muy pequeña. Ésto deja muy claro que el proceso de separación y rechazo de la membrana es independiente del proceso de permeación ya que el rechazo de la membrana es un parámetro constante e independiente de la conversión.

Respecto al rechazo de sales, éste presenta una tendencia similar a la de la conductividad del producto. Tras las primeras 8 horas, el rechazo de sales esta por encima de 99%. Los valores máximo y mínimo de rechazo salino obtenidos son de 99,4 y 97,3% respectivamente, con un valor medio de 98,9%. Es importante señalar que antes de las 8 horas el rechazo de sales es menor debido a la compactación de la membrana.

4.2. INTERACCIONES MEMBRANA-COMPONENTES FÍSICO-QUÍMICOS DEL AGUA RESIDUAL EN CONDICIONES DE LABORATORIO

Para poder estudiar los distintos tipos de interacciones que tienen lugar entre la membrana y los componentes fisicoquímicos presentes en el agua, se analizaron las interacciones generadas por las partículas coloidales y por los compuestos inorgánicos con la membrana. Estas interacciones son responsables de una parte del ensuciamiento de las mismas

La planta piloto utilizada para llevar a cabo estos experimentos ha sido *la célula de flujo* descrita en el apartado anterior (*Figura 3.5*). Esta planta proporciona datos de forma rápida y fiable haciendo uso de cantidades mínimas de membranas y reactivos. En esta célula de flujo es posible variar las condiciones de operación y dinámicas del fluido en un amplio abanico de posibilidades, lo que posibilita llevar a cabo estudios de evaluación de membranas y condiciones de operación.

Para el estudio de las interacciones membrana-partículas coloidales se utiliza un coloide de sílice comercial denominado Aerosil 200 de la casa Degusta Corporation. Estos coloides se suministran en forma de polvo y se usan sin ningún tipo de tratamiento previo. El área superficial de sílice, según DIN 66131, es de $200 \pm 25 \text{ m}^2/\text{g}$; el tamaño medio de partículas es de 12 nm y su densidad de 50 g/L, según DIN EN ISO 787-11.

Las principales características del coloide utilizado se muestran en la *Tabla 3.2* en el apartado de Material y Métodos.

De forma previa al desarrollo de los ensayos realizados con Aerosil se realizaron diversos experimentos con objetivo de caracterizar la membrana CPA2- 2540. La caracterización de la membrana es un paso de vital importancia para poder comprender los mecanismos de ensuciamiento ya que permiten establecer un punto de referencia de partida. Los resultados de estos experimentos se mostraron en el apartado anterior (apartado 4.1.3)

4.2.1. ESTUDIO DE ENSUCIAMIENTO CON AEROSIL

Una vez caracterizadas las membranas y determinado el caudal de operación (76,6 L/h), se procedió al estudio de ensuciamiento de las mismas con compuestos coloidales inorgánicos. Para ello se empleó, como se ha comentado en el apartado de material y métodos, un coloide sintético de sílice comercial denominado Aerosil® 200. La elección de la sílice coloidal, viene justificada para su abundancia en la naturaleza y porque en recientes investigaciones Zhu y Elimelech (*Zhu y Elimelech, 1997*) sobre el ensuciamiento de las membranas de acetato de celulosa y de poliamida aromática, demuestran que el ensuciamiento coloidal con coloides de óxido de aluminio está controlado por las interacciones coloides membranas y por las interacciones de los coloides en suspensión con otros previamente retenidos. Estos estudios no pueden ser generalizados a otras partículas coloidales a causa de que los coloides de óxido de aluminio bajo las soluciones de pH investigadas están positivamente cargadas mientras que la mayoría de los coloides en las aguas residuales están cargados negativamente.

Los ensayos consistieron en estudiar la evolución temporal de la conductividad y el flujo de la corriente de permeado cuando se hace pasar por la membrana una solución con diferentes concentraciones de Aerosil (SiO_2). Se emplearon cinco concentraciones de este coloide: 1, 10, 25, 50 y 100 mg/L. Todos los ensayos se realizaron bajo una presión de operación de 16 bares y una temperatura de 25°C.

En la primera batería de ensayos se estudió, exclusivamente, la interacción coloide-membrana. Posteriormente se realizaron ensayos con el objetivo de estudiar las interacciones entre coloide-membrana-fuerza iónica del medio. Para ello, se efectuaron el mismo tipo de ensayos que en la primera batería, pero con una concentración de NaCl de 1.500 ppm en la alimentación.

✓ *Estudio de la evolución del caudal de permeado.*

En la *Figura 4.5* se presenta de forma conjunta la evolución del caudal de permeado en los ensayos realizados a diferentes concentraciones de Aerosil. Puede observarse, en primer lugar, como se produce la adaptación de la membrana a las nuevas condiciones en las seis primeras horas de funcionamiento, lo que se traduce en un ligero descenso lineal del caudal. También se observa como durante el resto del ensayo hubo un descenso poco acusado en la permeabilidad

de la membrana. La única diferencia existente entre estos últimos resultados es el nivel donde se estabiliza el caudal, que ha ido variando con la concentración de Aerosil en el agua de alimentación.

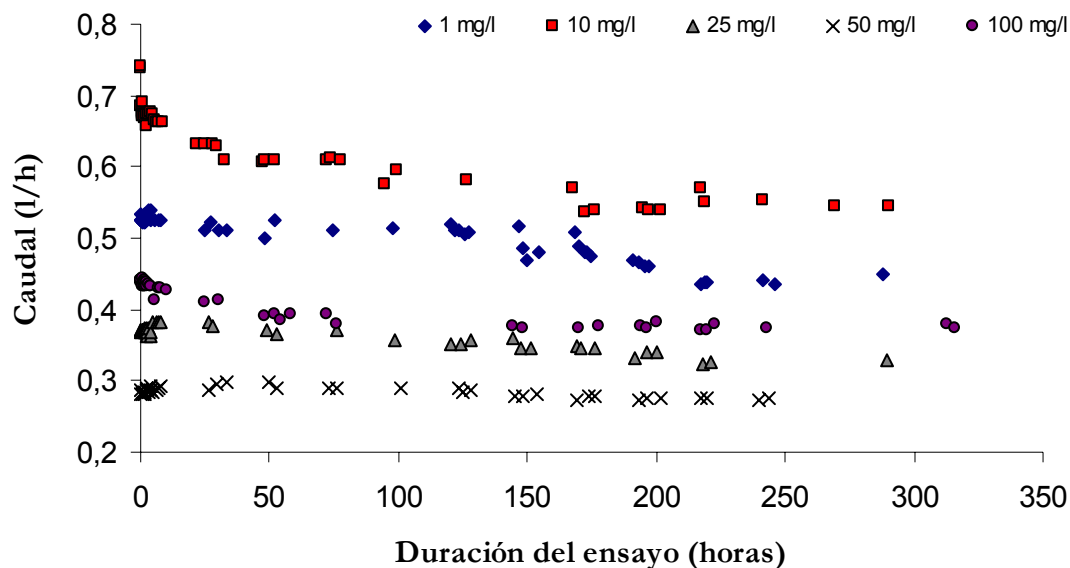


Figura 4.5. Comparación de la evolución temporal del caudal de permeado en los ensayos de ensuciamiento con Aerosil.

La explicación del fenómeno de adaptación inicial es la siguiente. En una solución acuosa de sílice se rompen algunos enlaces, produciéndose iones con cargas positivas o negativas, que en contacto con los iones H^+ y OH^- del agua, dan lugar a reacciones de hidroxilación de diferentes tipos (Figura 4.6). La adsorción relativa de estos iones H^+ y OH^- determina la densidad de carga, es decir la carga eléctrica por unidad de área en la superficie (σ_0) cuyo valor viene dado por la ecuación [4.2].

En dicha expresión Γ se refiere a la concentración adsorbida (moléculas por unidad de área) y “e” es la carga elemental. Si las concentraciones de H^+ y OH^- adsorbidas son iguales, el pH correspondiente se llama “punto isoelectrico” (Salager, 1998).

$$\sigma_0 = e (\Gamma_{H^+} - \Gamma_{OH^-}) \quad [4.2]$$

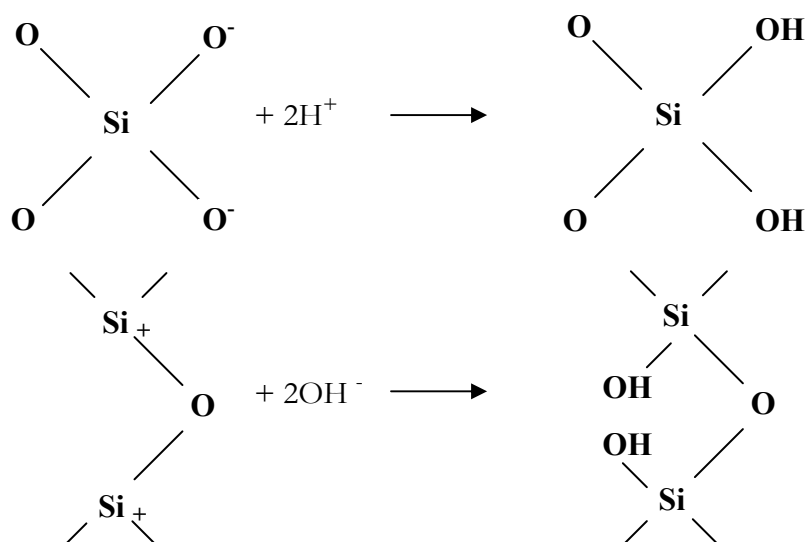


Figura 4.6. Hidroxilación de la sílice.

De acuerdo con estudios anteriores (Zhu *et al.*, 1997), el punto isoeléctrico de la sílice coloidal está aproximadamente a pH 3. Dependiendo del pH del medio, la sílice hidroxilada se comportará de una manera u otra. A pH bajos, la forma no disociada es estable, pero a pH mayores se produce una liberación de iones H^+ que hace que la superficie del coloide adquiera una carga negativa. Puesto que el pH de la solución en todos los ensayos de ensuciamiento oscilaba entre 6 y 7, las superficies de los coloides de sílice poseyeron una carga negativa neta durante todos los ensayos de ensuciamiento realizados. Las membranas de poliamida aromática, para ese rango de pH, también están cargadas negativamente (Zhu *et al.*, 1997), por lo que, existen interacciones eléctricas repulsivas entre los coloides de sílice, y la superficie de la membrana. Lo cual debe conducir, en teoría, a un menor ensuciamiento.

Durante el ensuciamiento existe un empuje convectivo de los componentes de la disolución hacia la membrana, fundamento de su permeabilidad, lo que hace que la concentración del Aerosil en las proximidades de la membrana sea demasiado alta. Esto produce la saturación de la solución coloidal, y que las partículas coloidales tiendan a aglomerarse formando flóculos en las proximidades de la superficie de las membranas. El encadenamiento de ese proceso produce la deposición de la sílice coloidal hasta formar una torta (cake layer) que, por su parte, origina una notable resistencia hidráulica.

De igual manera, cuanto más aumenta la concentración del Aerosil en la solución de aporte, más rápido se insolubiliza el coloide en las proximidades de la membrana y, por lo tanto, más rápido se deposita en la capa activa de la membrana. Esto explica las diferencias de los niveles

de caudal en las primeras 6 horas del ensayo y el hecho de que varíe con el aumento de la concentración de sílice coloidal.

Por otra parte, y comparando los ensayos de 1, 25 y 50 mg/L, los valores de caudal decrecen a medida que aumenta la concentración de Aerosil, como era de esperar. Sin embargo, los valores de caudal de los ensayos de 10 y 100 mg/L muestran valores superiores a otros ensayos, con menor concentración del coloide. Considerando que todos los ensayos se han realizado siguiendo el mismo procedimiento, la misma superficie de membrana (155cm²) y en condiciones análogas, salvo que en cada ensayo se ha utilizado una porción de membrana distinta, puede pensarse que éste es el factor que puede explicar la discordancia en los resultados obtenidos. Este comportamiento puede ser debido a que la membrana no es uniforme en toda su superficie, es decir, que existen zonas de la membrana con diferentes espesores de la capa activa de forma que, en función del espesor de la capa activa que contenga porción de membrana utilizada, el caudal de permeado producido será mayor o menor. Estas pequeñas deformaciones en la capa activa pueden deberse al proceso de fabricación, consistente en recurrir a la fijación de una película fina de compuesto de poliamida sobre un soporte de polisulfona “deposición y recubrimiento”. El hecho de que en estos ensayos se ha trabajado con trozos muy pequeños de membrana, cualquier defecto, por pequeño que sea en la distribución del polímero sobre el soporte de la capa activa puede provocar estas desviaciones.

En la *Figura 4.7* se representa, en valor absoluto, la pendiente de las curvas de caudal una vez transcurrida la fase inicial de adaptación de las membranas. Como puede observarse, a medida que aumenta la concentración de Aerosil disminuye la pendiente, lo cual significa que el caudal de permeado se mantiene más constante. Este puede ser debido a que a medida que ha ido aumentando la concentración de Aerosil, se ha producido un mayor ensuciamiento en las primeras horas de los ensayos, por lo que la caída posterior del caudal de producto es menos acusada, ya que, en este tiempo gran parte de Aerosil se ha depositado en la membrana ocupando una buena parte de la superficie de ésta.

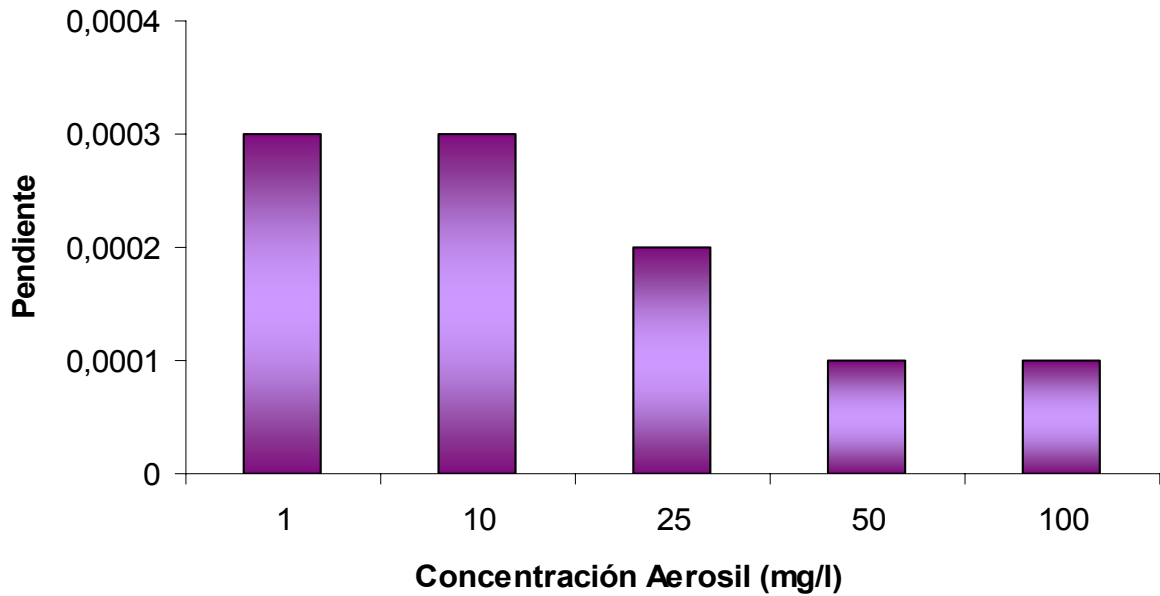


Figura 4.7. Comparación, en valor absoluto, de las pendientes de las curvas de caudal de permeado obtenidas frente distintas concentraciones de Aerosil.

✓ **Estudio de la evolución del rechazo salino de la membrana.**

En la *Figura 4.8* se muestra la evolución del rechazo de sales en los diferentes ensayos realizados a distintas concentraciones de Aerosil.

Se puede observar que en todos los ensayos realizados hubo un ascenso inicial brusco durante las cuatro primeras horas de cada experimento, para después permanecer prácticamente constante. Este ascenso inicial se corresponde con la etapa de estabilización-compactación de las membranas, en la que éstas sufren un proceso de deformación-estabilización como consecuencia de la presión aplicada, la temperatura y demás condiciones físico-químicas de trabajo. Una vez transcurrido el proceso de estabilización-compactación en cada ensayo, el rechazo salino permanece prácticamente constante.

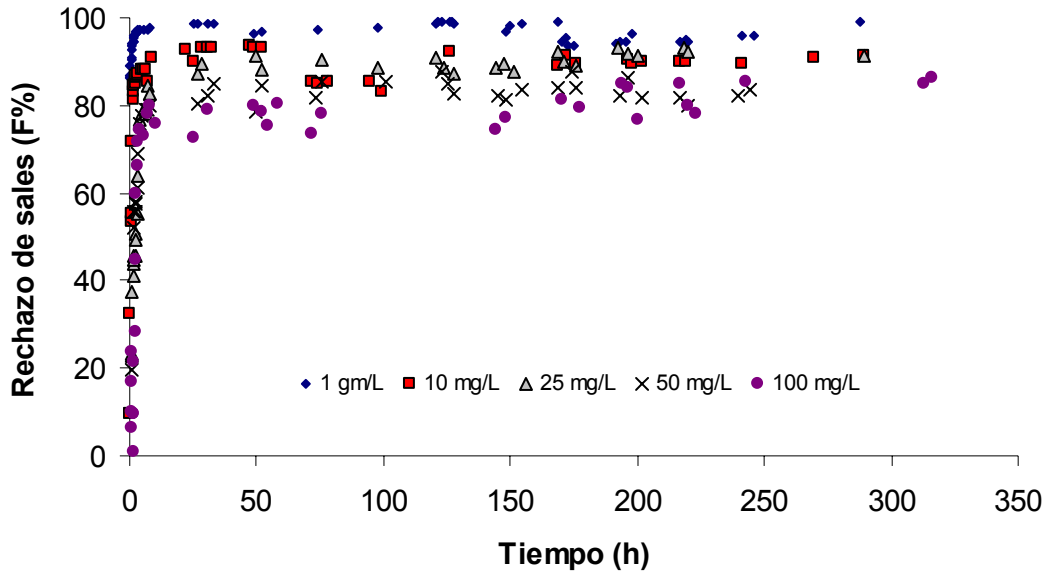


Figura 4.8. Comparación de la evolución temporal del rechazo salino frente distintas concentraciones de Aerosil.

El aspecto más importante a destacar sobre el rechazo de sales es que se ha observado que, a medida que aumenta la concentración de Aerosil en el agua de alimentación, los valores del rechazo obtenidos son menores, de forma que se ha pasado de un rechazo entre el 97 y 99% en el ensayo con concentración de 1 mg/l de Aerosil a un rechazo en torno al 80% en el ensayo con concentración de 100 mg/l. La explicación de este fenómeno se basa en el fenómeno de polarización que sufren las membranas. A medida que aumenta la concentración de Aerosil en la alimentación, aumenta también la concentración de soluto en las inmediaciones de la membrana, produciéndose un mayor transporte salino neto a través de ésta debido al gradiente más acusado entre ambos lados de la membrana y produciendo por ello un permeado de menor calidad.

✓ *Estudio de la evolución de la conversión.*

Según la *Figura 4.9* se puede observar, que la evolución de la conversión en todos los ensayos presentan la misma tendencia decreciente, disminuyendo, de forma general, la pendiente a medida que aumenta la concentración de Aerosil. Este patrón de comportamiento que sigue la conversión del sistema, es análogo al del caudal de permeado (*Figura 4.9*), por las mismas razones que las comentadas anteriormente para esta variable.

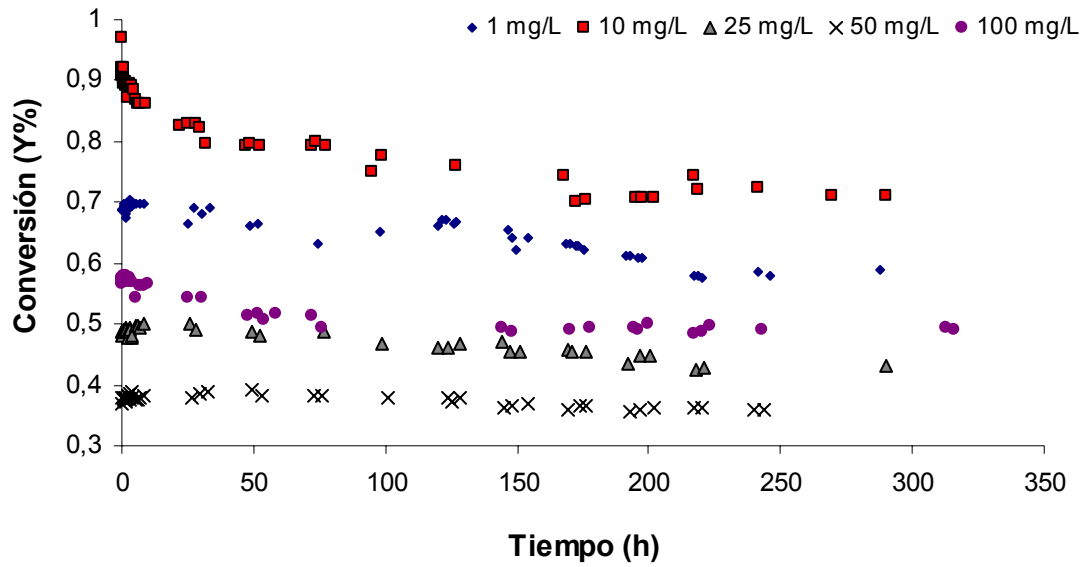


Figura 4.9. Comparación de la evolución temporal de la conversión frente distintas concentraciones de Aerosil.

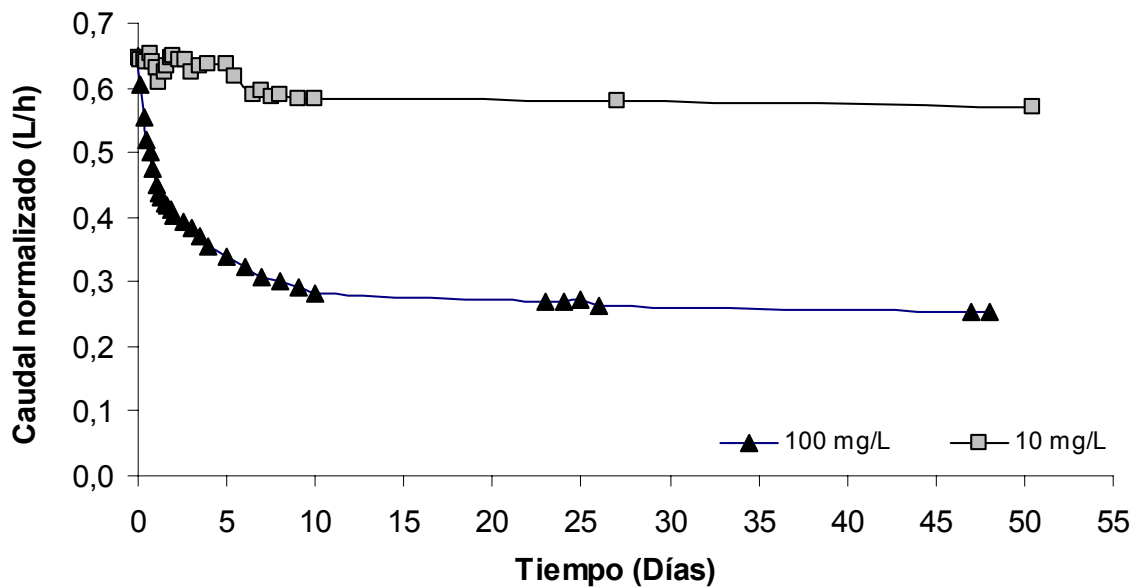


Figura 4.10. Comparación de la evolución temporal del caudal normalizado frente a concentraciones de Aerosil de 10 mg/L y 100 mg/L.

La Figura 4.10 representa la variación del caudal de permeado normalizado con el tiempo para un ensuciamiento con 10 y 100 mg/L de Aerosil. Como se puede apreciar se produce un descenso del caudal normalizado en las primeras 6 horas del ensayo, a partir de las cuales aunque este es progresivo, es mucho más lento. Este descenso es especialmente significativo

para el caso de 100 mg/L de Aerosil donde se alcanza un descenso de 58%, que se corresponde con un valor de 0,25 L/h siendo de 0,58 L/h para el ensayo a 10 mg/L.

Con el objetivo de estudiar la causa de la variación temporal del caudal de producto, se realizaron ensayos de ensuciamiento de distinta duración (6 y 48 horas), con ambas concentraciones (10 y 100 mg/L), y se tomaron muestras de las membranas al final de los mismos. Al finalizar los mismos se observaron, mediante microscopía electrónica de barrido, la superficie de las membranas. El equipo de microscopía utilizado ha sido el modelo FEI QUANTA 200. De esta forma se observaron mediante microscopio electrónico las siguientes cinco muestras:

- *Muestra 1* (Blanco): Membrana CPA2-2540 nueva.
- *Muestra 2*: Ensuciamiento Aerosil 10 mg/l. Duración: 6 h.
- *Muestra 3*: Ensuciamiento Aerosil 100 mg/l. Duración: 6 h.
- *Muestra 4*: Ensuciamiento Aerosil 10 mg/l. Duración: 48 h.
- *Muestra 5*: Ensuciamiento Aerosil 100 mg/l. Duración: 48 h.

A continuación se muestran y discuten los resultados obtenidos mediante la observación al microscopio de las superficies de las membranas.

En la *Figura 4.11* aparece una micrografía electrónica de barrido obtenida a una magnitud de 600 aumentos para un trozo de membrana CPA2-2540 nueva. Se han observado unas ramificaciones que se extienden en toda la membrana. Estas estructuras se deben a la cristalización de bisulfito sódico que se emplea para la conservación de las membranas e impedir cualquier desarrollo microbiológico o degradación de la membrana por esta causa. El espectro resultante del análisis mediante energía dispersiva de rayos X muestra la presencia de tres picos correspondientes al contenido en azufre, sodio y oxígeno que forman el bisulfito sódico (*Figura 4.12*) y que avala lo anteriormente comentado. El pico de silicio (Si) corresponde a la sílice que contuvo la solución madre, la importancia de este pico es debida la alta deposición del coloide en la membrana. El pico Au representa al oro que contenía la muestra debido a la pulverización con el objetivo de facilitar la conductividad superficial de la muestra y ofrecer una buena visualización de la misma.

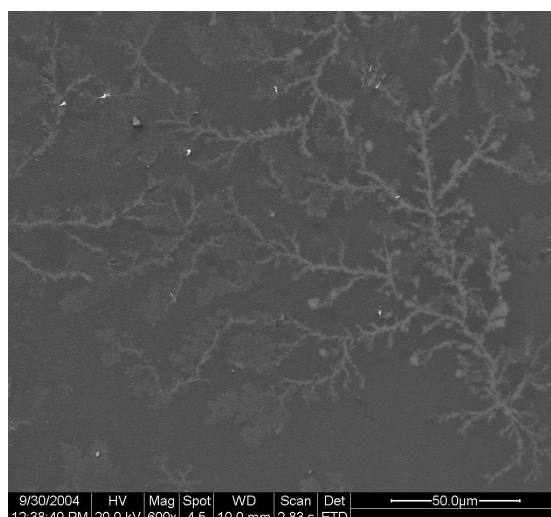


Figura 4.11. Muestra 1 (600X).

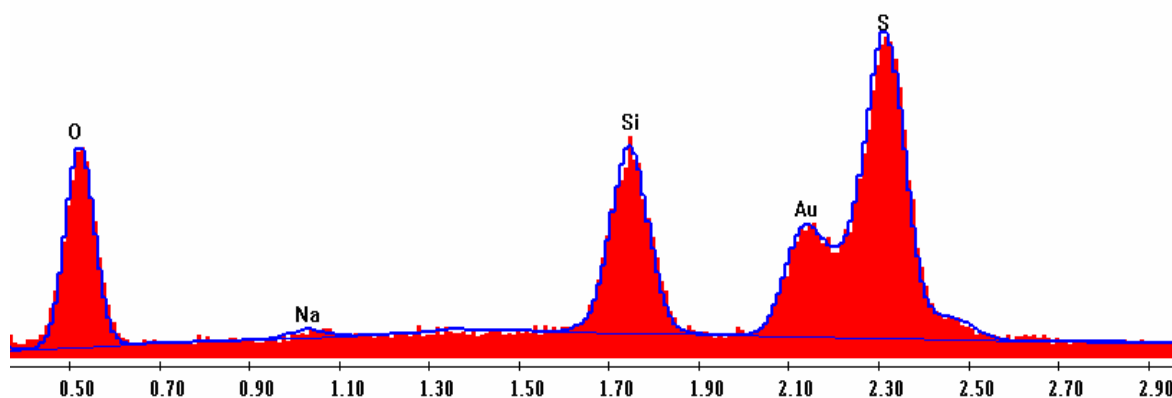


Figura 4.12. Espectro del análisis mediante energía dispersiva de rayos X de la muestra 1.

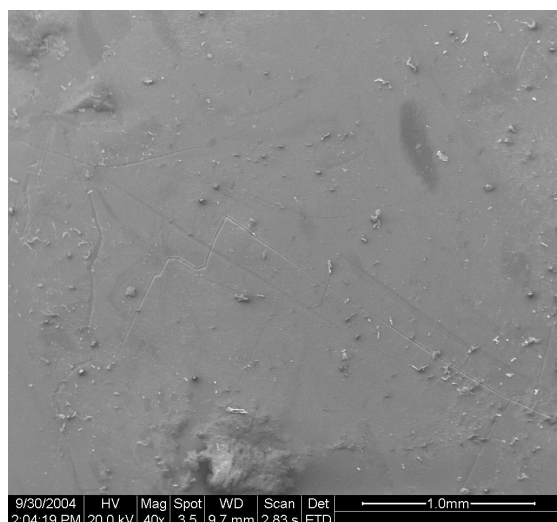


Figura 4.13. Muestra 2 (40X).

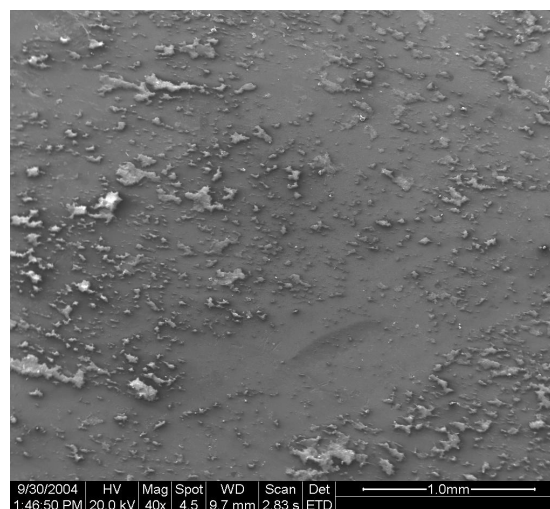


Figura 4.14. Muestra 3 (40X).

Las Figuras 4.13 y 4.14 corresponden, respectivamente a los ensayos a las 6 horas con 10 y 100 mg/L de Aerosol. Se puede comprobar que aunque se trata de la misma duración del ensuciamiento (6 horas), la membrana ensayada con 100 mg/L de Aerosil presenta una elevada presencia de depósitos de sílice comparándola con la membranas ensayada con 10 mg/L de Aerosol. Esta diferencia es debida a que la velocidad de ensuciamiento depende principalmente del contenido de Aerosil en la disolución inicial, aumentando al aumentar la concentración del coloide en el agua de aporte.

Las Figuras 4.15 y 4.16 muestran los resultados de los ensayos de ensuciamiento correspondientes a 10 y 100 mg/L de Aerosil, respectivamente, a las 48 h de iniciar el experimento. En ellas se observa un ensuciamiento homogéneo de la membrana, ya que la totalidad de la superficie está ocupada por el óxido de silicio. Se aprecia también la densidad del depósito de sílice que es más importante en la Figura 4.16 que en 4.15, ya que a más alta concentración de Aerosil en las proximidades de la membrana, hace que éste se concentre aún más debido a la presión de operación aplicada. Este proceso ocurre también para el caso de la Figura 4.15 solo que al ser menos concentrada, esto proceso tarda un poco más que en el caso anterior.

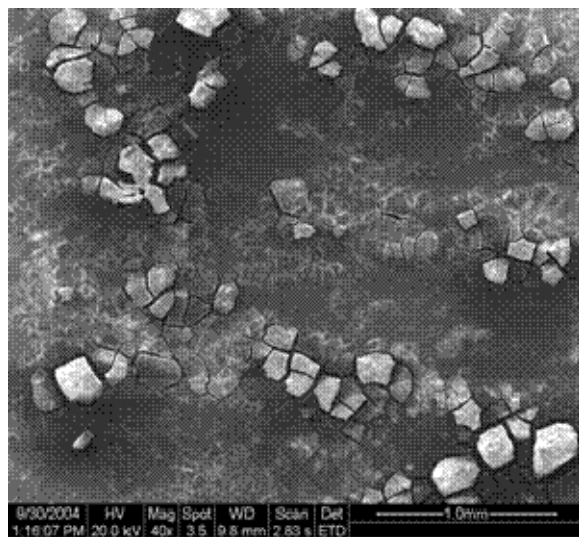


Figura 4.15. Muestra 4 (40x).

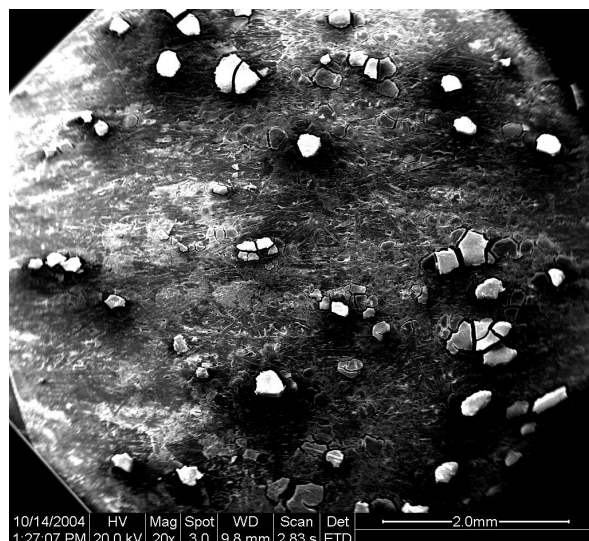


Figura 4.16. Muestra 5 (20x).

La micrografía de la *Figura 4.17* es una ampliación de la muestra cinco a 600x. En ella se puede apreciar, por un lado la homogeneidad de la capa de *fouling* que cubre la capa activa de la membrana y por otro lado el espesor de la capa de sílice depositada. En la *Figura 4.18*, hecha a 1100 aumentos, se aprecian las esferas de las partículas de Aerosil depositadas sobre la membrana

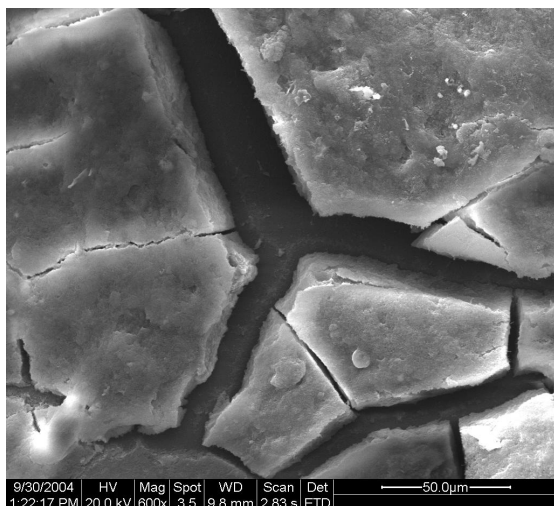


Figura 4.17. Muestra 5 (600X).

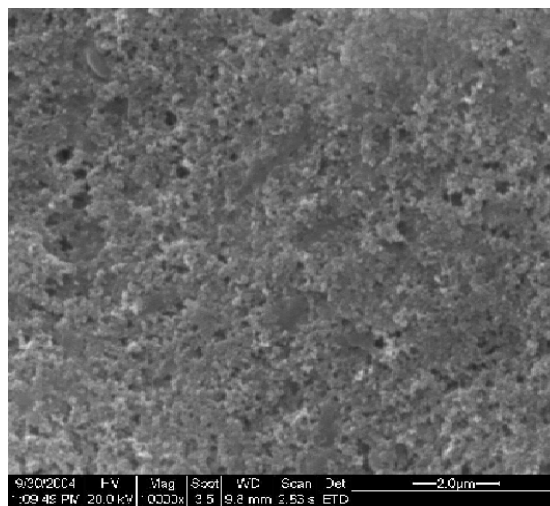


Figura 4.18. Muestra 5 (11000X).

El análisis de la superficie de esta membrana mediante energía dispersiva de rayos X mostró una presencia importante de silicio y azufre (*Figura 4.19*).

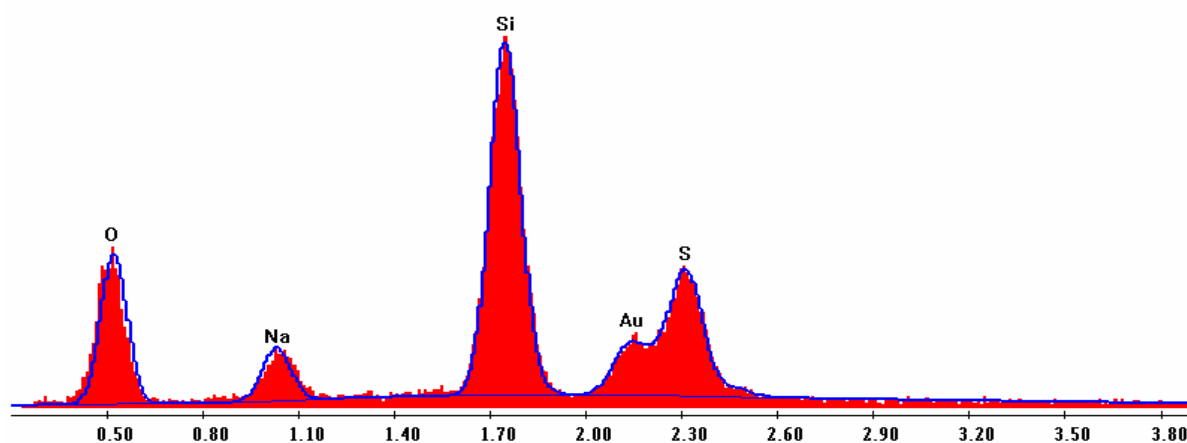


Figura 4.19. Espectro del análisis mediante energía dispersiva de rayos X de la muestra 5.

En el espectro también aparece un pequeño pico de sodio que muestra que la presencia de bisulfito no es importante. En este caso la presencia de azufre no se debe mayoritariamente al bisulfito sódico como en la *Muestra 1* (*Figura 4.11*) (membrana nueva) sino que se debe a los compuestos que forman la capa soporte de la membrana (Polisulfona). La presencia del oro se debe a la necesidad de su empleo en esta técnica instrumental.

Las micrografías presentadas justifican los diferentes deposiciones de sílice coloidal con el tiempo y la concentración, lo que explica las caídas de los caudales, flujos de permeado y descenso del rechazo salino que resultaron de los ensayos de ensuciamiento con distintas concentraciones de Aerosil. Se puede concluir que el ensuciamiento por coloides de sílice es causa de la insolubilización de dichos coloides en las proximidades de la membrana, lo cual conduce a la acumulación de partículas sobre la superficie de ésta, formando la denominada coloquialmente como “torta” (*cake layer*). Esta torta provoca una resistencia hidráulica adicional al flujo de agua a través de la membrana que se traduce, por un lado, en la reducción del flujo de agua producto y por otro lado, en la pérdida del rechazo de sales de la membrana. Por lo tanto, como las membranas de ósmosis inversa son consideradas “no porosas”, el único mecanismo de ensuciamiento coloidal en éstas es la formación de la torta superficial.

4.2.2. ESTUDIO DE ENSUCIAMIENTO CON AEROSIL Y CLORURO SÓDICO

Para conocer las interacciones membrana-compuestos inorgánicos con más detalle, se realizaron ensayos con diferentes niveles de sílice coloidal (1, 10, 25, 50, y 100 mg/L) pero esta vez se le adicionó una concentración de 1500 mg/L de NaCl empleando el mismo tipo de membranas y la misma planta piloto. La adición de cloruro sódico se realizó, como ya se ha indicado en Material y Métodos, para aumentar la carga iónica de la disolución. De esta manera se puede estudiar en profundidad el comportamiento de la membrana frente a diferentes cargas iónicas con el mismo coloide estudiado. Las diferentes disoluciones se hicieron recircular a través de la superficie de la membrana en periodos de tiempo que oscilaron entre 300 y 400 horas y en análogas condiciones de presión y temperatura del sistema a las empleadas en el apartado anterior.

A continuación se presentan y se discuten los resultados de esta batería de ensayos.

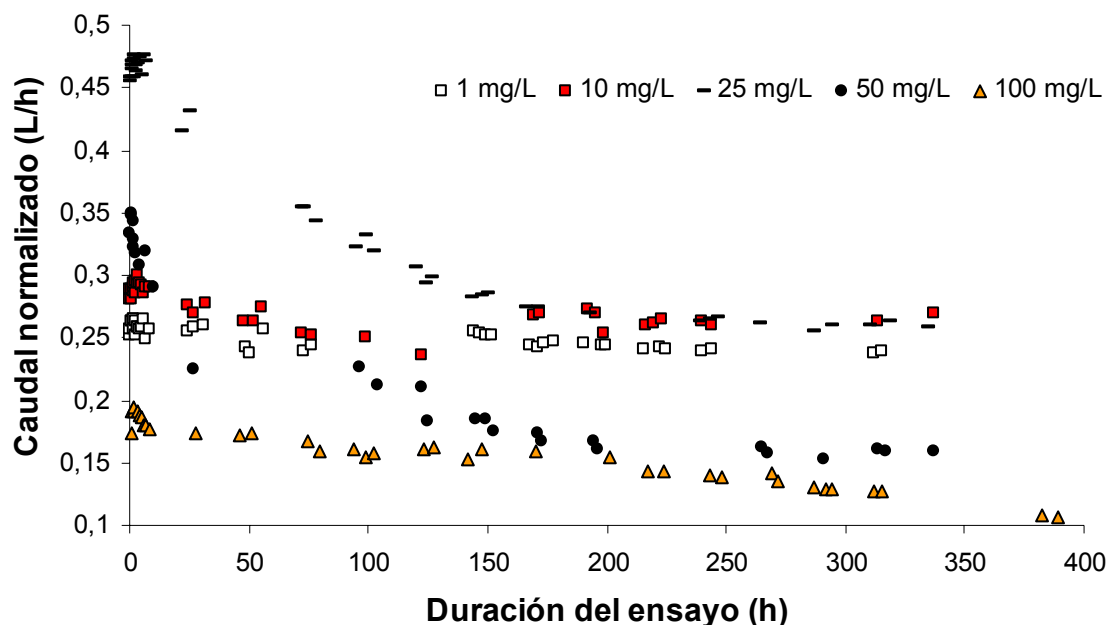
✓ *Estudio de la evolución del caudal de permeado.*

Figura 4.20. Comparación de la evolución temporal del caudal normalizado en los ensayos de ensuciamiento con Aerosil y NaCl.

La Figura 4.20 representa la evolución del caudal normalizado en función del tiempo para todos los ensayos realizados. Se aprecia como se reproduce la misma tendencia decreciente en todos los ensayos correspondiente a la fase de adaptación de la membrana a las nuevas condiciones en las 8 primeras horas de funcionamiento. Durante el resto de los ensayos, hubo un descenso no muy acusado en la permeabilidad de la membrana lo que se traduce en un descenso muy ligero y lineal del caudal. Ésto es debido a que durante las primeras horas de funcionamiento de la planta, hay una rápida deposición de coloides relacionado con las concentraciones de Aerosil empleadas, de modo que la velocidad de deposición se ha ido incrementando al aumentar las concentraciones de coloide en la alimentación.

Comparando los ensayos de 1, 50, 100 mg/L, los valores de caudal normalizado decrecen a medida que aumenta la concentración de Aerosil, como era de esperar. En la fase estable las membranas producían 0,24, 0,21 y 0,17 L/h para las concentraciones 1, 50, 100 mg/L, respectivamente. Sin embargo, y para otros ensayos, los valores del caudal normalizado de los ensayos de 10 y 25 mg/L muestran valores superiores a otros ensayos con menor concentración de coloide, 0,26 y 0,25 L/h, respectivamente (en el apartado anterior, sin NaCl, esta discordancia se producía para los ensayos con 10 y 100 mg/L de Aerosil). Considerando

que todos los ensayos se han realizado siguiendo el mismo procedimiento y en condiciones análogas, salvo que en cada ensayo se ha utilizado una porción de membrana distinta, es posible pensar como en el apartado 4.2.1. que éste es el factor que puede explicar la discrepancia en los resultados obtenidos.

Como en los ensayos anteriores sin cloruro sódico, la hipótesis que se puede plantear es que al no ser la membrana uniforme en toda su superficie, es decir, al existir zonas de la membrana con diferentes espesores de la capa activa, en función del espesor de la capa activa de la porción de membrana utilizada, el caudal de permeado producido será mayor o menor.

En la *Figura 4.21* se presenta la evolución de los caudales normalizados para dos ensayos de ensuciamiento, uno con 1 mg/L de Aerosil y otro con 1 mg/L de Aerosil más 1500 mg/L de NaCl. Se aprecia como los resultados de los dos ensayos están por debajo del nivel de permeabilidad designada por el fabricante. También existe una gran diferencia entre la permeabilidad de las membranas de ambos ensayos. El ensuciamiento producido únicamente con Aerosil es muy leve comparándolo con el de Aerosil con sal, ya que en la fase de estabilidad de las membranas la diferencia de permeabilidad alcanza el 50 %. Estas diferencias pueden deberse, de un lado, a que la presencia del sodio puede neutralizar la carga negativa del Aerosil y disminuir la repulsión entre los coloides, por lo que sedimenta sobre la membrana más fácilmente al presentar menos repulsión eléctrica. Por otro lado, puede que la concentración de la sal empleada sea lo suficientemente elevada para producir un aumento de la carga iónica de la solución que favorezcan la deposición del Aerosil en la superficie de la membrana, complicando de esta manera el paso de agua a través de ésta.

La *Figura 4.22* representa la evolución de los caudales normalizados para los ensayos de ensuciamiento con 10 mg/L de Aerosil y otro con 10 mg/L de Aerosil más 1500 mg/L de NaCl. Para estas condiciones, se observa que el ensuciamiento únicamente con Aerosil produce valores de caudal por encima de los obtenidos en el ensayo anterior, e incluso mayor que el diseñado por el fabricante. Este comportamiento puede deberse a que en cada ensayo se empleó una porción de membrana distinta y que puede tratarse de una porción de membrana que tiene menos espesor de la capa activa. De hecho, el caudal aconsejado por los fabricantes de membranas es referido a la superficie entera de la membrana enrollada en espiral, es decir, que es el caudal medio entre todos los trozos de membranas empleadas en la célula de flujo en nuestro caso. Para el ensayo con Aerosil más sal, el nivel de permeabilidad es aproximadamente el mismo que el conseguido en el ensayo anterior (1mg/L Aerosil más 1500

mg/L de NaCl). En todo caso es inferior al que se obtiene con solo Aerosil lo que avala la compresión de la doble capa del coloide.

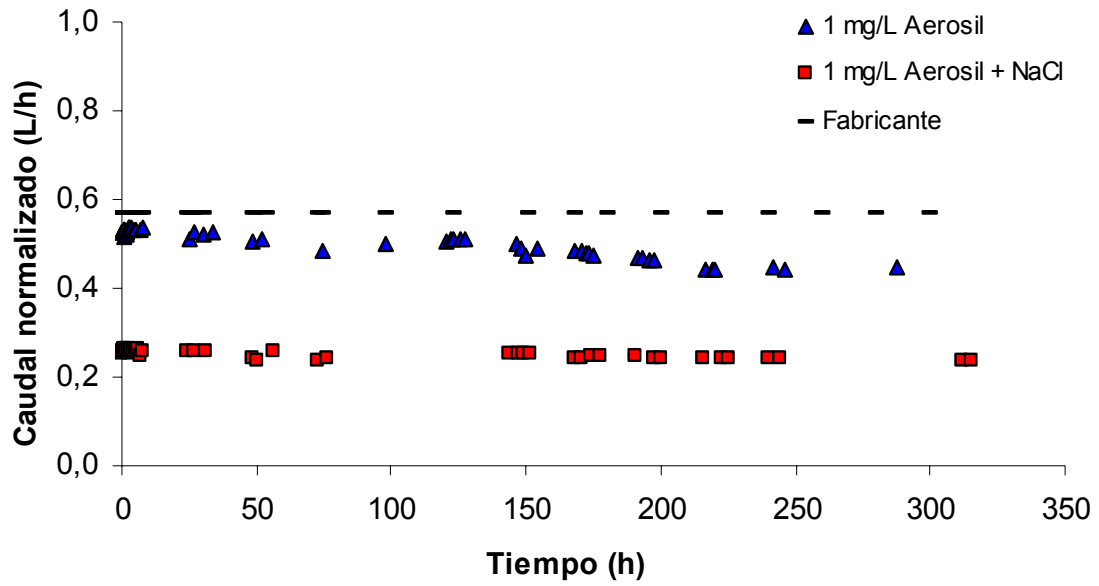


Figura 4.21. Comparación de caudales normalizados entre ensuciamiento con soluciones de Aerosil y Aerosil con 1500 mg/L de NaCl (1 mg/L de Aerosil).

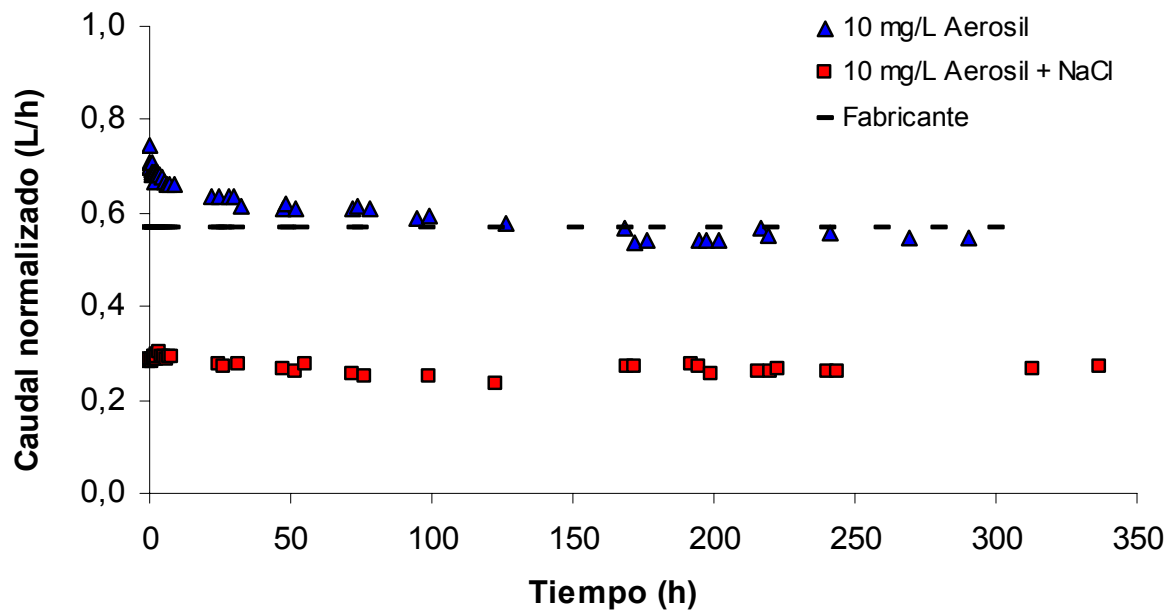


Figura 4.22. Comparación de caudales normalizados entre ensuciamiento con soluciones de Aerosil y Aerosil con 1500 mg/L de NaCl (10 mg/L de Aerosil).

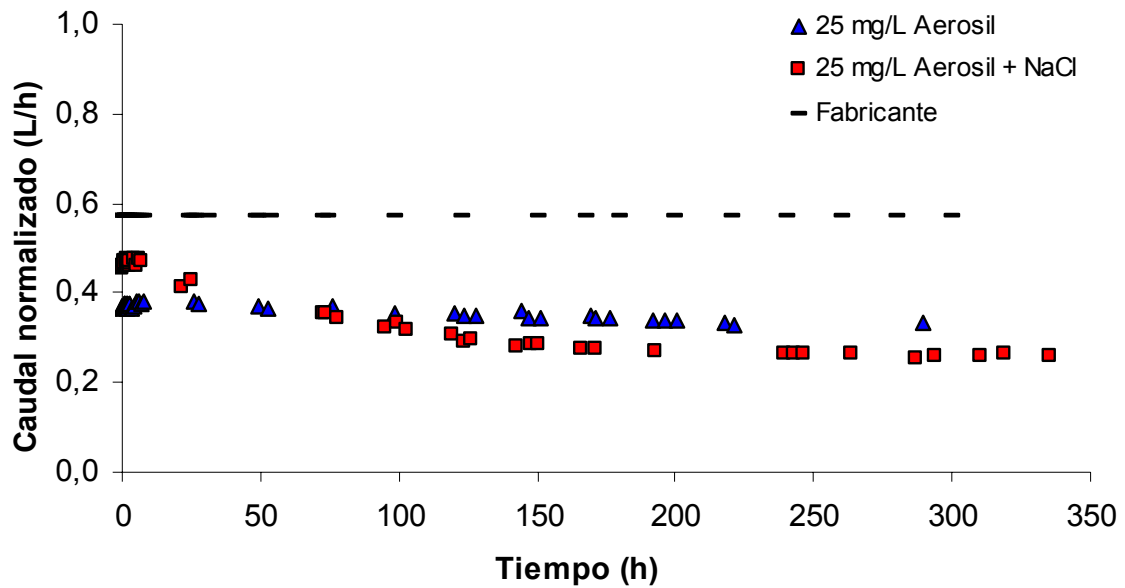


Figura 4.23. Comparación de caudales normalizados entre ensuciamiento con soluciones de Aerosil y Aerosil con 1500 mg/L de NaCl (25 mg/L de Aerosil).

La Figura 4.23 representa la evolución temporal de los caudales normalizados para los ensayos de ensuciamiento con 25 mg/L de Aerosil y otro de 25 mg/L de Aerosil más 1500 mg/L de NaCl. Se puede comprobar como al emplear una concentración más alta de Aerosil se producen valores más bajos en el caudal normalizado. Por otra parte, en el ensayo de Aerosil más sal, la permeabilidad ha resultado ser más alta que en los experimentos anteriores y muy próximo a los ensayos con Aerosil solo. Esto es debido al aumento de la concentración de Aerosil en el agua de alimentación que hace que a medida que avanza el ensayo, el caudal de permeado disminuya gradualmente, llegando a perder hasta un 38,29% del inicial a las 100 horas del inicio del ensayo, y que la misma cantidad de Aerosil con sal produce casi el mismo grado de ensuciamiento en las membranas. Se puede concluir que, a partir de una cierta concentración de Aerosil, el ensuciamiento es muy similar independientemente de la carga iónica del agua de aporte.

En la Figura 4.24 se representa la evolución temporal de los caudales normalizados para los ensayos de ensuciamiento con 50 mg/L de Aerosil y de 50 mg/L de Aerosil más 1500 mg/L de NaCl. Los valores de caudal para el ensuciamiento únicamente con Aerosil siguen bajando a medida que va aumentando la concentración del coloide. Ésto es lógico, ya que al aumentar la carga coloidal, aumenta la capa de fouling que se deposita en la superficie de la membrana y

por lo tanto el espesor de ésta, provocando más resistencia hidráulica al flujo a su través. Para el ensuciamiento con Aerosil más sal, la pendiente es igual que en el caso anterior (*Figura 4.23*) sólo que esta vez es más acusada ya que, tras 150 horas del ensayo la permeabilidad de la membrana es un 72% menor que el valor designado por el fabricante. Ésto puede deberse a que el aumento de la concentración de Aerosil produce un aumento en la capa adherida a la superficie de la membrana, aún más cuando la solución a tratar tiene una cierta carga iónica.

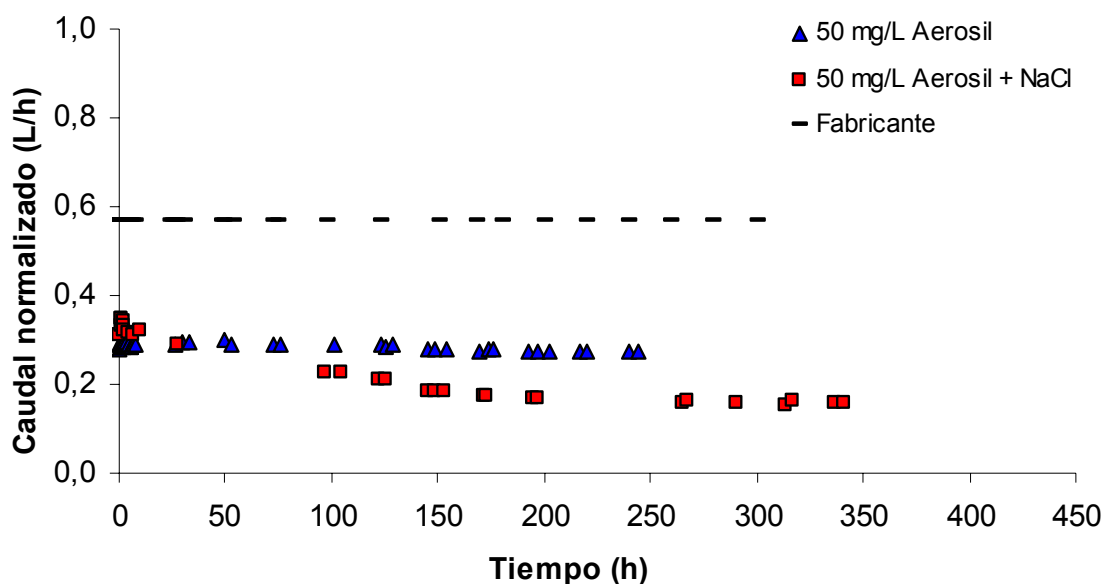


Figura 4.24. Comparación de caudales normalizados entre ensuciamiento con soluciones de Aerosil y Aerosil con 1500 mg/L de NaCl (50 mg/L de Aerosil).

Por último, en la *Figura 4.25* se ha representado la evolución de los caudales normalizados para los ensayos de ensuciamiento con 100 mg/L de Aerosil y 100 mg/L de Aerosil más 1500 mg/L de NaCl. Se aprecia como el nivel del caudal normalizado obtenido en el ensayo de Aerosil más sal es el más bajo que se ha conseguido en todos los ensayos. Tras 400 horas, la membrana permea un 83% menos de lo que debería permear según el valor de diseño. Ésto se debe a la carga iónica de la solución además de la alta concentración de Aerosil. En el caso del ensuciamiento únicamente con Aerosil los resultados son similares a los obtenidos en el ensayo con 10 mg/L de Aerosil y puede deberse a la diferencia del grosor de la capa activa que pueda tener la membrana. La reducción del caudal normalizado es importante ya que la concentración de Aerosil es elevada.

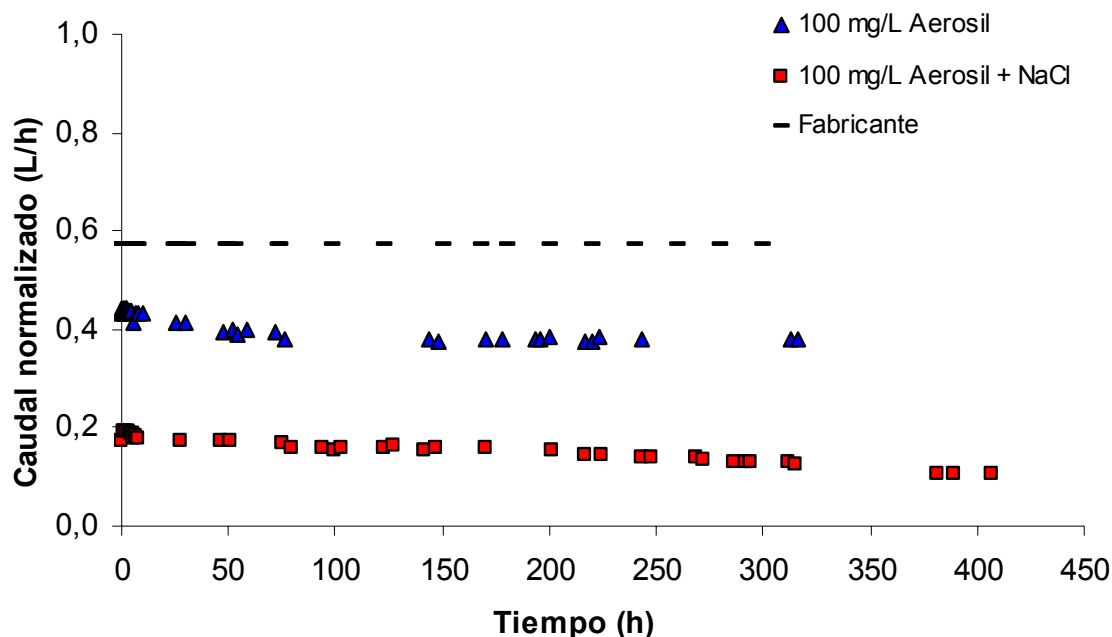


Figura 4.25. Comparación de caudales normalizados entre ensuciamiento con soluciones de Aerosil y Aerosil con 1500 mg/L de NaCl (100 mg/L de Aerosil).

A la vista de los resultados obtenidos en los experimentos realizados se pueden sacar diferentes conclusiones. Por un lado, se puede observar que para todos los ensayos el caudal normalizado está casi siempre por debajo del caudal designado por el fabricante. Por otro lado, se aprecia como el caudal normalizado en los ensayos con Aerosil ha ido disminuyendo a medida que aumentaba la concentración del Aerosil, partiéndose de un valor de 0,52 L/h, muy cerca del diseñado por el fabricante para el ensayo con 1 mg/L (Figura 4.21) hasta tomar un valor de 0,29 L/h que corresponde al ensayo con 50 mg/L (Figura 4.24). Sin embargo, en los ensayos con Aerosil más NaCl, el valor más alto ha sido 0,27 L/h, que corresponde al ensayo con 10 mg/L (Figura 4.22), mientras que en el ensayo con 100mg/L, el caudal alcanzó un valor de 0,17 L/h (Figura 4.25).

Como ya se ha comentado en el apartado de antecedentes bibliográficos sobre las características de los coloides de sílice, la movilidad electroforética de estos coloides depende del pH y de la fuerza iónica de la solución. Por otro lado, algunos autores han demostrado que el potencial zeta va siendo más negativo a medida que va aumentando el pH (Elimelech et al, 1994), y que el punto isoelectrico de la sílice coloidal está aproximadamente a un pH = 3 (Hunter, 1981). Puesto que el pH de la solución en todos los ensayos de ensuciamiento estaba entre 6 y 7, la superficie de la sílice coloidal presentaba una carga negativa neta durante todos

los experimentos. Asimismo, el punto isoelectrico de las membranas de poliamida aromática se encuentra en pH 3,5. De aquí se concluye que tanto la sílice coloidal como la membrana, estaban cargadas negativamente, por lo que se producen fuerzas repulsivas entre los coloides y la superficie de la membrana. Estas fuerzas dificultan la deposición de coloides en la capa activa de la membrana, explicándose así el alto caudal conseguido en el caso del experimento con 1 mg/L de Aerosil.

No obstante, y a medida que va aumentando la concentración del coloide, la membrana pierde más permeabilidad. La causa se debe a que cuanto mayor es la concentración coloidal, mayor es la acumulación de la sílice en las proximidades de la membrana y, en consecuencia, el ensuciamiento provocado por el aumento del transporte convectivo de las partículas hacia la superficie de la membrana. Se produce por tanto una resistencia hidráulica cada vez más alta y una reducción en el caudal de producto.

Por otro lado, se ha demostrado que los coloides de sílice son extremadamente estables, incluso en una solución de 0,1 M de NaCl (*Zhu, 1996*) y que la concentración crítica de la coagulación de la suspensión coloidal es aproximadamente 1M de NaCl (*Zhu et al., 1997*). Según esto, el ensuciamiento con Aerosil más 1500 mg/L de cloruro sódico resultó más severo que el ensuciamiento provocado solamente con Aerosil. Ésto se debe a que la concentración de NaCl empleada era suficiente para aumentar la fuerza iónica de la solución madre y contrarrestar las fuerzas de repulsión entre membrana y coloide. Los iones de sodio cargados positivamente fueron atraídos por el coloide que posee una carga negativa, por lo que este último perdió una parte de su energía de repulsión electrostática. Por lo tanto, las partículas de la sílice coloidal son menos negativas en una fuerza iónica más alta debido a la compresión de la doble capa y la reducción del potencial de Stern.

De este modo, el índice de la deposición de la sílice coloidal sobre la superficie de la membrana está controlado principalmente por la interacción entre la fuerza de repulsión de la doble capa, que disminuye con la presencia de NaCl en el medio y, por la fuerza hidrodinámica de oposición resultante del flujo convectivo hacia la membrana, que es directamente proporcional al caudal normalizado. Esta fuerza actúa perpendicularmente a la membrana y en dirección opuesta a la fuerza de repulsión de doble capa. Si la fuerza repulsiva de la doble capa de Stern del coloide ha sido debilitada, como es caso del ensuciamiento con Aerosil y NaCl, la fuerza del flujo convectivo hacia la membrana puede ser significativa y superar a la fuerza repulsiva de la doble capa, favoreciendo así, la deposición de las partículas coloidales sobre la

membrana. Ésto se traduce en una disminución acelerada y severa del caudal normalizado (Figuras 4.21, 4.22, 4.23, 4.24, 4.25).

Como conclusiones de este apartado indicar que el ensuciamiento por coloides de sílice está causado por la insolubilización de dichos coloides en las proximidades de la membrana lo cual conduce a la acumulación de partículas sobre la superficie de ésta, formando la denominada coloquialmente como “torta” (*cake layer*), que provoca una resistencia hidráulica adicional al flujo de agua a través de la membrana que se traduce, por un lado, en la reducción del flujo de agua producto y por otro lado, en una cierta la pérdida del rechazo de sales la membrana.

Según lo esperado, el ensuciamiento con Aerosil más cloruro sódico resultó más severo que el ensuciamiento provocado solamente con Aerosil. Esto puede deberse de un lado, a la presencia de sodio que puede neutralizar la carga negativa del Aerosil y disminuir la repulsión entre los coloides por lo que sedimentan sobre la membrana más fácilmente al presentar menos repulsión eléctrica. Por otro lado, puede que la concentración de la sal empleada sea suficiente para aumentar la carga iónica de la solución, favoreciendo así la deposición del Aerosil en la superficie de la membrana complicando de esta manera el paso de agua a través de ésta.

Por último, la deposición de la sílice coloidal sobre la superficie de la membrana está controlada principalmente por la interacción entre la fuerza de repulsión de la doble capa, que disminuye con la presencia de NaCl en el medio y, por la fuerza hidrodinámica de oposición resultante del flujo convectivo hacia la membrana, que es directamente proporcional al caudal normalizado. Esta fuerza actúa perpendicularmente a la membrana y en dirección opuesta a la fuerza de repulsión de doble capa. Si la fuerza repulsiva de la doble capa de Stern del coloide ha sido debilitada, como es caso del ensuciamiento con Aerosil y NaCl, la fuerza del flujo convectivo hacia la membrana puede ser significativa y superar a la fuerza repulsiva de la doble capa, favoreciendo así, la deposición de las partículas coloidales sobre la membrana.

Para poder corroborar los resultados obtenidos y comentados anteriormente, sería necesario realizar otras investigaciones a mayor escala ya que en el estudio realizado se ha trabajado con trozos de membranas muy pequeñas (155 cm²).

4.3. ESTUDIO DE LAS INTERACCIONES MEMBRANA COMPONENTES MICROBIOLÓGICOS DEL AGUA RESIDUAL EN CONDICIONES DE LABORATORIO

El objetivo de este capítulo es estudiar las interacciones membrana-componentes microbiológicos del agua residual en condiciones de laboratorio. Este aspecto es importante ya que las características superficiales de las membranas y las microbiológicas del agua residual influyen en la formación de una biopelícula sobre la superficie de la membrana, lo que condiciona el bioensuciamiento de las mismas, y por lo tanto su rendimiento.

Para llevar a cabo este estudio se han realizado una serie de experimentos de ensuciamiento, empleando, por un lado, agua residual con microorganismos y con diferentes niveles de dilución y, por otro, el mismo aguas residuales con idénticos niveles de dilución, solo que esta vez el agua de alimentación para la planta piloto era sometida a una desinfección mediante luz ultravioleta para eliminar a los microorganismos. Operando de esta forma es posible asignar las posibles variaciones que se produzcan únicamente a la presencia de microorganismos.

La planta piloto utilizada para llevar acabo el estudio ha sido la planta piloto en la que las membranas tenían una configuración en espiral. Posee dos contenedores de acero inoxidable para membranas de 25x40 pulgadas y tiene la suficiente instrumentación como para hacer un adecuado seguimiento de los experimentos que se lleven a cabo. A esta planta se le asoció un reactor de lámpara ultravioleta con el objetivo de asegurar que el ensuciamiento que se efectúe en las membranas será ensuciamiento con materia orgánica libre de microorganismos gracias a la acción desinfectante del equipo.

El empleo de la luz ultravioleta como sistema de desinfección viene justificado por varios estudios elaborados anteriormente en este Grupo de Investigación, los resultados de las cuales mostraron la eficacia que tiene este sistema en la desinfección de las aguas residuales, proporcionando datos muy interesantes que sirvieron de apoyo para llevar acabo este trabajo (*Salcedo et al, 2007; Salcedo et al, en prensa*).

La luz ultravioleta es un componente natural de la radiación electromagnética emitida por el sol. La mayor parte de la luz UV es absorbida por el ozono en las partes más alta de la atmósfera terrestre. No obstante una pequeña fracción pasa y actúe como desinfectante natural inactivando los microorganismos expuestos a su radiación, como por ejemplo, en la superficie

de los lagos. El ADN es considerado como el blanco principal de la energía de radiación ultravioleta y el componente primordial donde acontece el daño biológico de mayor consideración.

Las membranas utilizadas para llevar a cabo el estudio son membranas de Hydranautics modelo CPA2-2540 de poliamida aromática, con las mismas características que las empleadas en los ensayos anteriores.

4.3.1. ENSAYO CON LUZ ULTRAVIOLETA PARA LA DESINFECCIÓN DE EFLUENTE SECUNDARIO

De forma previa al desarrollo de los ensayos realizados con el efluente secundario, se han realizado diversos experimentos con el objetivo de estudiar la eficacia desinfectante del equipo a diferentes THR.

En este apartado se presentan los resultados obtenidos del estudio de viabilidad de utilizar la radiación ultravioleta como proceso de desinfección previo a la entrada del agua de alimentación al sistema de ósmosis inversa. Los experimentos fueron realizados en un reactor de luz ultravioleta cuyas características vienen reflejadas en el apartado de *Material y Métodos*. La lámpara utilizada es de la casa PHILIPS con una potencia de (75 W). El ensayo se efectuó con agua residual de alta carga bacteriana ($2 \cdot 10^8$ UFC/100mL) procedente de la unidad de tratamiento secundario de la Estación de Depuración de Aguas Residuales de la ciudad de Puerto Real. Este efluente ha estado sometido a un tratamiento convencional consistente en un sistema de lodos activos con decantación secundaria. El efluente se hizo circular a través del reactor de ultravioleta sin pasar por las membranas a un caudal de $3 \text{ m}^3/\text{h}$. A la salida de reactor se recogieron muestras de agua de forma periódica y se sometieron a análisis microbiológicos cuantitativos para Bacterias aerobias a 37°C , empleando para ello Agar nutritivo. Un diagrama del equipo empleado se muestra en la *Figura 4.26*.

Antes de comenzar el experimento, y para asegurarse de que no había microorganismos en el equipo de trabajo se realizó una desinfección del sistema con hipoclorito sódico, pero sin las membranas, dado que este desinfectante puede dañarlas al contener cloro. Seguidamente se hizo circular agua destilada previamente desinfectada para enjuagar todos los conductos de la planta piloto. Los resultados de los análisis realizados se reflejan en la *Tabla 4.2*.

Tabla 4.2. Resultados de ensayos de desinfección empleando el reactor de ultravioleta.

Tiempo (horas)	(UFC/100mL)
0,5	$2 \cdot 10^8$
1,0	$1 \cdot 10^5$
1,5	$1 \cdot 10^4$
2,0	$1 \cdot 10^2$
2,5	$1 \cdot 10^1$
3,0	$1 \cdot 10^1$
4,0	0
5,0	0

Se puede observar que a medida que iba aumentando el tiempo de recirculación del agua a través de la lámpara ultravioleta, la carga bacteriana iba disminuyendo. Después de tres horas de recirculación, el agua había perdido gran parte de su carga bacteriana.

A partir de la cuarta hora de recirculación no se detectaba ninguna presencia bacteriana en el agua. Ésto quiere decir que cuatro horas de recirculación del efluente con alta carga bacteriana a través del equipo ultravioleta utilizado, serán suficiente para asegurarse de que el agua que se irá introduciendo en el sistema de membranas está desinfectada.

Una vez comprobada la viabilidad del sistema de radiación ultravioleta empleado (75 W), se realizaron otra serie de ensayos pero esta vez haciendo pasar el agua a través de las membranas de ósmosis inversa y recogiendo muestras en distintos puntos de la planta y marcados con una flecha en la *Figura 4.26*.

Para asegurar aún más de que el agua de aporte que entra en el sistema estaba totalmente desinfectada, se adicionó una concentración de 20 mg/L de un biocida comúnmente empleado en los sistemas de membranas (Biomate MBC781). Este biocida es altamente eficaz para la reducción del crecimiento y en las acumulaciones bacterianas, siendo eficiente a concentraciones bajas. Actúa sobre un amplio espectro de microorganismos y está formulado específicamente para ser compatible con membranas de poliamida aromática y de polisulfona.

Asimismo, y para disminuir la proliferación y la actividad bacteriana durante la irradiación con ultravioleta se bajó a la temperatura del tanque hasta 4 °C mediante un criotermostato.

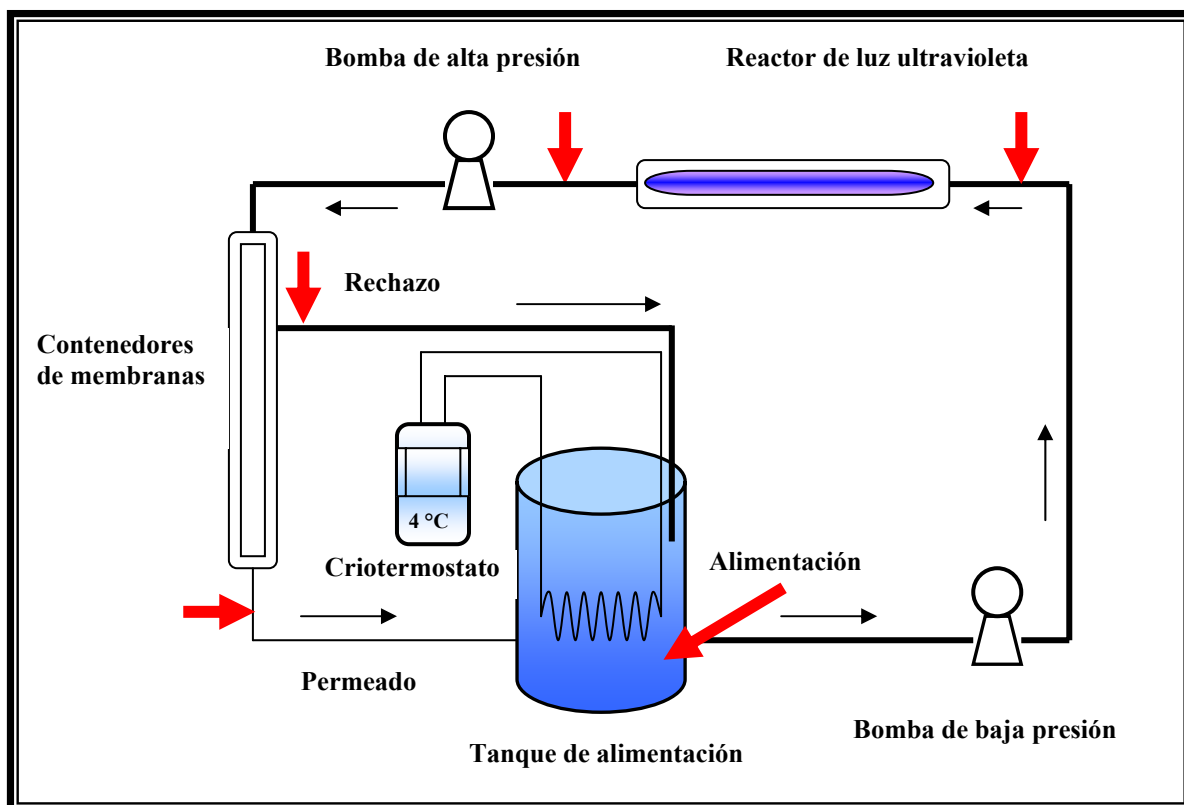


Figura 4.26. Esquema del sistema de desinfección y los puntos de muestreo. Las flechas rojas indican los puntos de muestreo.

Los resultados obtenidos en este experimento se muestran en la *Tabla 4.3*.

Tabla 4.3. Resultados de ensayos de desinfección en la planta piloto.

	1 hora	2 horas	3 horas.	5 horas
Entrada al reactor (ufc/100mL)	$1 \cdot 10^7$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^1$
Salida del reactor (ufc/100mL)	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^1$	0	0
Tanque (ufc/100mL)	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^1$
Rechazo (ufc/100mL)	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^1$
Permeado (ufc/100mL)	0	0	0	0

Se puede comprobar que, tras tres horas de recirculación del agua a través de sistema de ultravioleta, la contaminación microbiológica desaparece prácticamente en el tanque de

alimentación, lo que nos asegura que, siguiendo esta metodología de desinfección, no va a existir ninguna contaminación bacteriana en los ensayos de ensuciamiento.

Debido a la capacidad que tienen los microorganismos de reparar el daño causado por la radiación ultravioleta en su ADN, el proceso de reactivación de los mismos después de la desinfección es uno de los temas de investigación de interés en la valoración del rendimiento de la desinfección.

Son varios y diferentes los sistemas de síntesis reparadora del ADN descritos: fotorreactivación, reactivación en oscuridad o reparación por escisión, reparación por recombinación, reparación del falso apareamiento, recombinación y reparación SOS. Sin embargo, en todos ellos existe un denominador común: las enzimas capaces de reparar con exactitud ciertos tipos de desperfectos o defectos en una de las dos hebras de ADN requiere siempre que la otra hebra, que contiene la información complementaria, esté intacta (*Augusto-Pintor et al., 2003; Frindberg, 2003; Devlin, 2000; Barak et al., 1995; Pang et al., 1993; Puertas, 1992; Strickberger, 1988; Stent y Calendar, 1981*).

Para prevenir la corrección de ADN después de la desinfección, se hizo pasar el agua ya desinfectada a través del reactor de luz ultravioleta mientras duraron los ensayos de ensuciamiento. De este modo, aunque se produzcan cualquier tipo de reparación de ADN, el agua se va desinfectando continuamente, asegurando una calidad de agua de aporte libre de microorganismos durante todos los experimentos.

En base a los resultados obtenidos en los ensayos de desinfección, y a la bibliografía consultada, se puede concluir que para realizar una buena desinfección y mantener el efluente libre de microorganismos mientras duran los ensayos de ensuciamiento, son necesarios los siguientes pasos.

- 1) Recircular previamente el agua a tratar a través de la lámpara de luz ultravioleta durante 4 horas sin hacerla pasar por las membranas.
- 2) Adicionar 20 mg/L del biocida (Biomate).
- 3) Durante la desinfección, bajar la temperatura del agua del tanque hasta 4 °C.
- 4) Durante los ensayos de ensuciamiento realizados en la temperatura ambiente, recircular continuamente el rechazo de la membrana a través de la lámpara de ultravioleta para asegurar una total eliminación de células bacterianas.

De este modo se puede asegurar que el agua que se introduce en este sistema está prácticamente libre de células bacterianas. Para evitar que el agua a tratar se contamine durante el experimento, el sistema de desinfección ha funcionado a lo largo de todo el ensayo.

4.3.2. ENSAYOS DE ENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS CON AGUA RESIDUAL DESINFECTADA

En los ensayos se emplearon muestras de efluente secundario de la EDAR de Puerto Real previamente caracterizada microbiológicamente y fisico-químicamente. El efluente se diluía según el factor de dilución correspondiente a cada ensayo y a continuación se desinfectaba la disolución resultante que se iba a usar como alimentación a la planta piloto. Los experimentos se realizaron sin ningún pretratamiento fisico-químico previo.

La tabla siguiente (*Tabla 4.4*) presenta los resultados de los análisis de las aguas que se utilizaron para la alimentación a la planta piloto para todos los ensayos, después de la desinfección. Se prepararon distintas diluciones (entre 1:1 y 1:6) provenientes de diferentes muestras de agua procedente de la EDAR de Puerto Real y tomadas en distintos periodos, por lo que algunos valores no guardan la proporción de dilución como si fuera el mismo agua de partida.

Según los resultados de análisis reflejados en esta tabla se puede decir, de manera general, que el agua de dilución es un agua residual que se puede considerar como débilmente contaminada, ya que procede de un efluente secundario y que además ha sido diluido en diferentes grados cumpliendo en todos ellos las características de salida establecidos por la directiva 91/271 EEC. Se aprecian los bajos niveles de SS, DBO₅ y DQO y la ausencia completa de contenido microbiológico para todas las muestras.

En todos los ensayos de ensuciamiento se realizaron medidas de los caudales de alimentación, permeado, rechazo, así como las medidas de la conductividad de la alimentación, permeado, rechazo y temperatura del agua.

Tabla 4.4. Resumen de los resultados de los análisis de todas las aguas de alimentación para los ensayos.

PARÁMETROS	DILUCIONES					
	1:1	1:2	1:3	1:4	1:5	1:6
Temperatura	24,0	24,0	23,0	22,0	23.8	24.8
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2480	2490	1300	2100	1239	880
pH	7.1	6.8	6.6	6.7	6.7	6.8
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	40	20	16	15	10	8
DQO (mg O ₂ /L)	130	120	74	70	40	36
SVS (mg/L)	24	10	1	1	1	1
SS (mg/L)	27	17	3	4	2	5
COT (mg C/L)	19.08	13.59	10.38	4.1	4,53	4.51
Nitrato (NO ₃ mg/L)	6.6	0.6	2.5	1.8	2.2	3.3
Silicato(mg/L)	3.81	1.47	1.20	1.70	1.60	1.46
Aerobios (37°C) ufc/100ml	0	0	0	0	0	0

A continuación se realiza un análisis del comportamiento de las membranas en las condiciones ensayadas durante estos experimentos.

✓ *Flujo de producto*

La *Figura 4.27* representa la evolución temporal de los flujos normalizados de la membrana para los diferentes ensayos realizados.

Se aprecia que existe un descenso del flujo de permeado durante el tiempo que duró el ensayo, siendo mayor este descenso durante las primeras horas, cuando se produce el proceso de estabilización-compactación de las membranas. A partir de este momento se empieza a detectar una disminución, aunque más ligera de los flujos normalizados de la membrana. Puede observarse que, en general, el nivel de flujo normalizado depende del factor de dilución: cuanto más aumenta la dilución del efluente, mayor es el flujo normalizado, lo cual se puede relacionar con los valores de las diferentes variables analizadas y recogidas en la *Tabla 4.4* a medida que

aumenta el factor de dilución, menor es la carga contaminante lo que se traduce en valores de DBO₅, DQO, SS y COT menores.

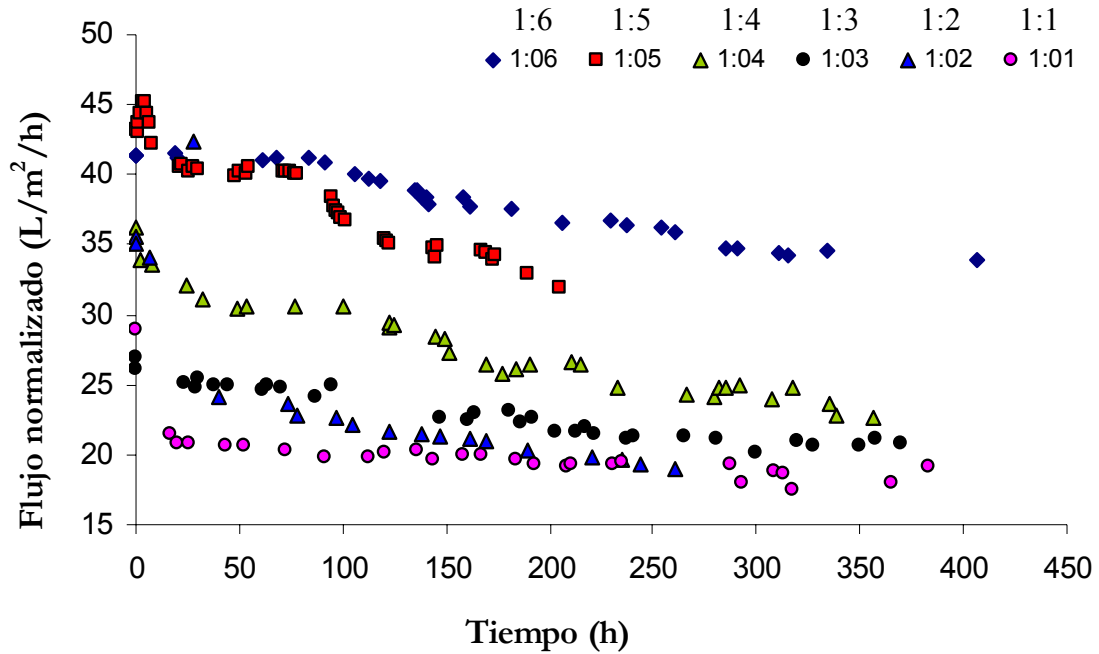


Figura 4.27. Evolución temporal del flujo normalizado en función del factor de dilución.

La carga coloidal de la solución de alimentación también afecta a la duración de la fase de adaptación de la membrana, ya que, a medida que va aumentando la concentración del efluente secundario, disminuye el periodo de aclimatación debido a que en esta fase la membrana sufre un “ensuciamiento” acelerado o deposición inicial de los coloides; y, cuanto más cargada está el agua de aporte, con más rapidez entra la membrana en fase de estabilidad. Esta deposición acelerada de los coloides condiciona también el valor del caudal de producto de la membrana en la fase de estabilidad. Como se aprecia en la *Figura 4.27*, cuanto más diluida está el agua de alimentación, más flujo produce la membrana en la fase estable. Ésto es debido al grosor de la capa de coloide y material orgánico depositado que se ha ido acumulando a lo largo de todo el ensayo. En esta fase, el flujo es constante ya que la cantidad de coloides que se va depositando es casi la misma que se arrastra por la corriente de rechazo, manteniendo la permeabilidad de la membrana constante.

Respecto a los niveles de flujo al final de los ensayos (*Figura 4.27*), dependen, por un lado, de la carga en coloides que pueda tener el agua de aporte, y por otro, de la duración de la fase de

estabilidad de la membrana; cuanto más corta es la fase de estabilidad, más pronto se inicia la fase de ensuciamiento y más rápida es la deposición de los coloides y por siguiente, se originará una capa de *fouling* más gruesa en la cara activa de la membrana.

Las reducción de los flujos para todos los ensayos son consecuencia de la acumulación de partículas sobre la superficie de la membrana, las cuales forman lo que coloquialmente se denomina como “torta” (cake layer). La presencia de esta “torta” provoca una resistencia adicional al flujo de agua a través de la membrana, además de disminuir su superficie efectiva. Se produce, en consecuencia, una reducción del flujo total de agua producto que es capaz de atravesar la membrana.

✓ *Rechazo de sales*

En la *Figura 4.28* se representan las evoluciones temporales del rechazo de sales de la membrana para cada uno de los ensayos realizados.

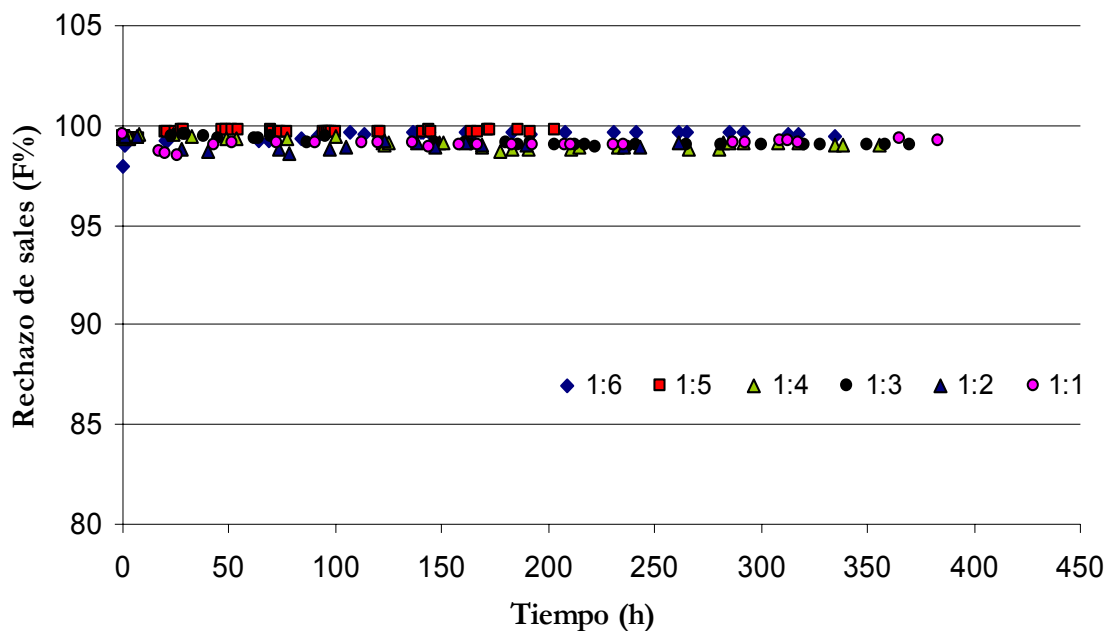


Figura 4.28. Evolución del rechazo de salino global de la membrana para todos los ensayos.

Se aprecian los altos niveles de rechazo de sales de la membrana en todos los ensayos realizados ya que oscilaron entre el 99% y el 99,78%. Estos resultados indican que la capacidad

de rechazo de sales por las membranas de ósmosis inversa es independiente de la concentración de sales en la alimentación, ya que, según la *Tabla 4.4*, la conductividad del agua de alimentación ha ido en descenso a medida que disminuye la concentración del efluente de la EDAR en el agua de aporte desde la dilución 1:1 hasta 1:6. Según estos resultados, la cantidad de sales que aparecen en el agua permeada debe ser proporcional a la concentración de polarización que se establece sobre la capa activa.

Por otro lado, los altos niveles de rechazo de sales conseguidos en estos ensayos superan el valor de rechazo de sales indicado por el fabricante (98%). Es necesario señalar, de un lado, que el valor de rechazo salino suministrado por el fabricante de las membranas ha sido calculado en base de una solución estándar de NaCl, por lo que parece lógico que el rechazo salino referido a estos dos iones sea distinto al obtenido con una solución real de aguas residuales; por otro lado, el porcentaje designado por el fabricante es referido al porcentaje mínimo que puede dar la membrana. Otra razón es que la conductividad que tiene una solución con concentración de 1500 mg/L de NaCl, que es la concentración empleada por el fabricante para la caracterización de estas membranas, es de 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y las conductividades empleadas en estos ensayos oscilaron entre 880 y 2490 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

✓ **Resultados de la autopsia de la membrana**

Una vez finalizados los ensayos de ensuciamiento de las membranas con varias diluciones desinfectadas del efluente secundario, se procedió a realizar una autopsia con objeto de analizar los depósitos presentes sobre la misma.

La membrana seleccionada para esta autopsia fue la que se empleó en el ensayo de ensuciamiento con la dilución 1 :1 del agua residual que, en principio debe ser la más sucia.

Para la realización de la autopsia, y antes de efectuar los correspondientes análisis de la suciedad que existe sobre la superficie de la membrana, fue necesario desenrollar los sobres alojados en el interior del contenedor. A continuación se presentan algunas fotografías realizadas durante dicha operación (*Figura 4.29*).



Figura 4.29. Fotografías tomadas durante la autopsia de una membrana

○ Inspección visual de la superficie de la membrana.

Después de cortar la carcasa y desenrollar la membrana, se procedió a inspeccionar la integridad de las hojas de las membranas, del soporte y de las líneas de pegamento. El módulo de membrana no presentaba ninguna rotura ni deformación, las líneas del pegamento estaban en buenas condiciones. La cara activa de las membranas estaba cubierta por una capa de depósito de color marrón oscuro y con una textura mucilaginosa. La distribución de película sobre la superficie de la membrana era homogénea, ocupando uniformemente toda la superficie de la misma (Figura 4.30).



Figura 4.30. Vista general de la película adherida a la superficie de la membrana.

Estas características observadas suelen ser típicas de películas compuestas mayoritariamente por materia orgánica y coloides. La autopsia de esta membrana se caracteriza por la ausencia visual de colonias bacterianas u hongos. La confirmación de esta hipótesis se realizará con los correspondientes análisis microbiológicos, químicos y demás pruebas complementarias.

- Inspección mediante microscopía electrónica de barrido de la superficie de la membrana.

Mediante el uso de un escalpelo esterilizado se cortaron piezas de membrana y espaciador. Para la visualización de las muestras en el microscopio electrónico de barrido, éstas deben ser fijadas con anterioridad. El procedimiento seguido se ha descrito en el capítulo de *Material y Métodos*.

A continuación se muestran algunas micrografías representativas de lo que se pudo observar en la superficie de la membrana y espaciador.

A nivel microscópico, y tal como se observa en la micrografía realizada a la superficie de la membrana (*Figura 4.31*), la distribución del ensuciamiento es homogénea ocupando toda la superficie de ésta. También se observa la homogeneidad del *fouling* depositado y la ausencia de microorganismos. La *Figura 4.32* muestra una micrografía de un corte transversal de la membrana, y en ella aparece el grosor de la capa de *fouling* generada sobre ésta que llega a alcanzar hasta 3 micras.

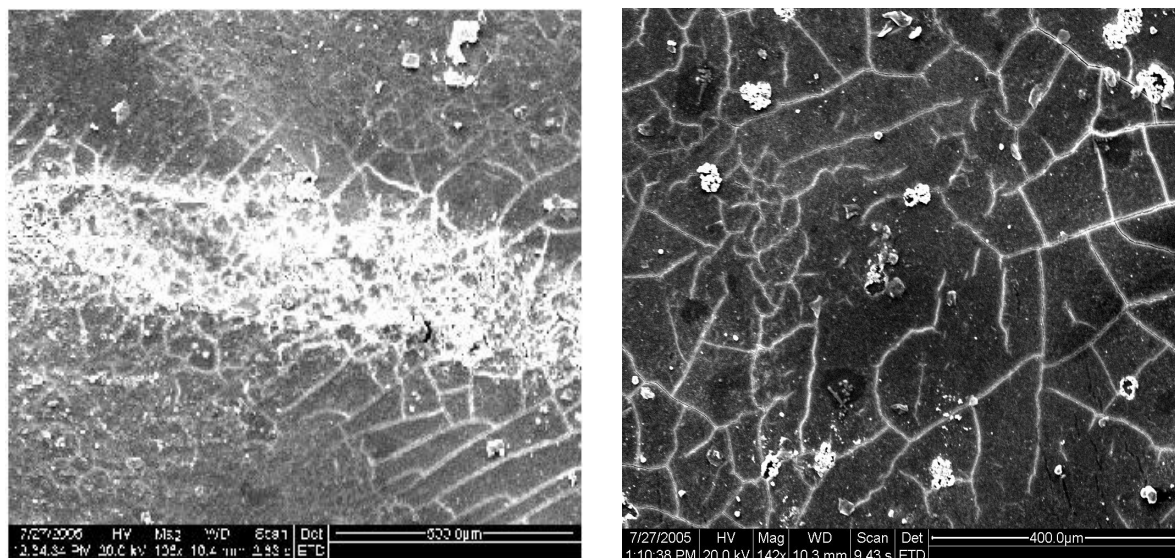


Figura 4.31. Microscopía de la superficie de la membrana (X106y X142, respectivamente).

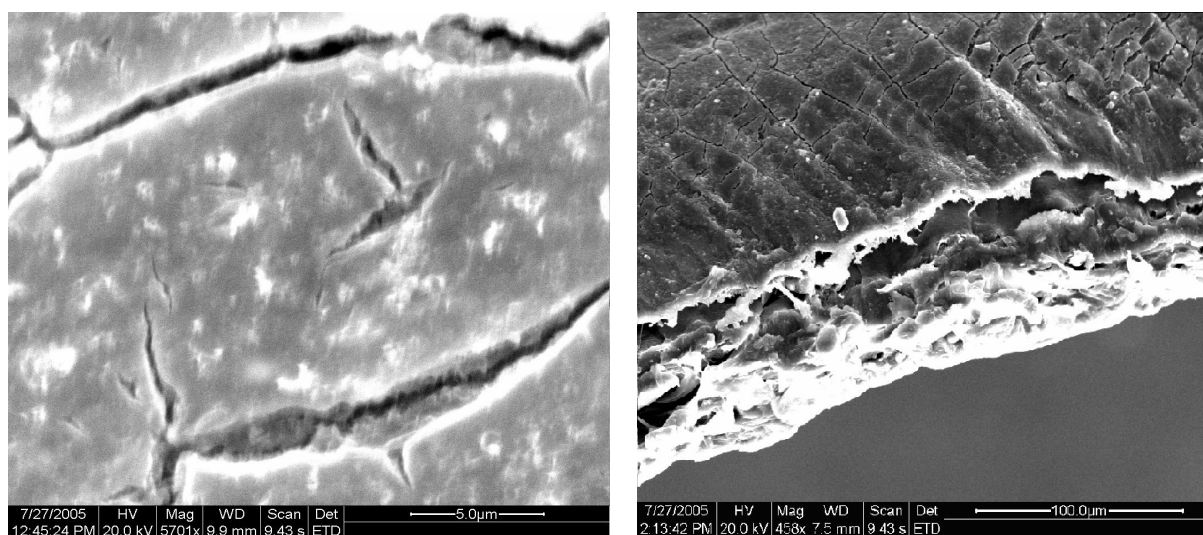


Figura 4.32. Microscopía de la superficie de la membrana (X5701y X458, respectivamente).

La imagen de microscopía de fuerza atómica de la superficie de una membrana de poliamida aromática mostrada en la *Figura 2.15* (página 113), mostraba los relieves que presenta este tipo de membranas. La geometría que presenta la superficie de una membrana tiene una gran influencia sobre la deposición del fouling y el ensuciamiento de la misma. Las membranas de poliamida aromática tienen una textura superficial que pueden reducir la movilidad de las partículas coloidales sobre la superficie de éstas. Por otro lado, esta textura contribuye a que el flujo en las inmediaciones de la membrana sea menos eficiente perdiendo turbulencia y dando por resultado la disminución de la mezcla en la capa límite y como consecuencia final, la deposición de partículas y el aumento del ensuciamiento.

La alta tasa de permeación de este tipo de membranas también puede provocar que la fuerza hidrodinámica resultante del flujo convectivo hacia la membrana sea superior a la repulsión electrostática que se establece entre las partículas y la superficie de la membrana, resultando así más fácil la deposición de partículas y la aparición de ensuciamiento sobre las membranas.

○ Análisis químicos y microbiológicos del depósito.

Al final de la autopsia se tomó una porción del fouling depositado en la membrana con el objetivo de realizar análisis químicos y microbiológicos. Se raspó una superficie de 100 cm² para la realización de tales pruebas. Los resultados se muestran en la *Tabla 4.5* e indican que el depósito de la membrana está formado mayoritariamente por materia orgánica.

Tabla 4.5. Resultados de análisis del depósito de la membrana

Parámetros	Contenido
COD (µg/cm ²)	2, 55
Potasio (µg/cm ²)	0,5
Calcio (µg/cm ²)	6
Manganeso (µg/cm ²)	0,009
Silicio (µg/cm ²)	<0,036
Hierro (µg/cm ²)	0,36
Aluminio (µg/cm ²)	0,11
Bario (µg/cm ²)	0,01
Estroncio (µg/cm ²)	0,039
Boro (µg/cm ²)	0,008
Magnesio (µg/cm ²)	10
Fosfatos (µg PO ₄ ³⁻ /cm ²)	18
Aerobios 22 C° ufc/cm ²	0
Aerobios 37 C° ufc/cm ²	0

Este resultado es lógico ya que el agua de alimentación a la planta piloto es de naturaleza residual urbana y según los resultados de análisis del agua de aporte reflejados en la *Tabla 4.4*, la materia orgánica en forma coloidal y disuelta está en una gran proporción.

Los resultados de análisis químicos del fouling también muestran que la materia depositada no tiene un alto contenido en metales. La presencia de calcio, magnesio, etc. en el depósito de las membranas procede, principalmente, de las características del agua potable de la zona y se puede relacionar con el efecto de concentración de polarización producido en la superficie de

la membrana de ósmosis inversa. El contenido en materia orgánica en el depósito es importante como lo indica el valor de COD. Ésto se debe a que, la naturaleza del agua que recibe la depuradora de Puerto Real es agua residual urbana.

Respecto al contenido microbiológico, los resultados muestran que el depósito no tiene ninguna presencia de células bacterianas; ésto se debe a que los ensayos se realizaban con un agua totalmente esterilizada y que el sistema de desinfección empleado ha funcionado perfectamente a lo largo de toda la duración de los ensayos gracias a las condiciones establecidas.

4.3.3. ENSAYOS DE ENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS CON AGUA RESIDUAL SIN DESINFECTAR

Los ensayos realizados en esta etapa del proyecto empleaban muestras del efluente secundario de la EDAR de Puerto Real, con las mismas características que en el caso de ensuciamiento con desinfección y empleando las mismas diluciones pero, esta vez, sin desinfectar el agua de aporte a la planta piloto. El objetivo era estudiar las interacciones membrana-componentes microbiológicos del agua residual en condiciones de laboratorio.

Los experimentos se realizaron sin ningún pretratamiento físico-químico previo del efluente. De igual forma que en los ensayos de ensuciamiento anteriores, al comienzo de cada ensayo se analizaban las muestras de agua de alimentación, tanto microbiológica como físico-químicamente, y seguidamente el efluente se diluía según el factor de dilución previamente establecido para cada ensayo, volviéndose a analizar para comprobar que las variables fisicoquímicas y microbiológicas de partida estaban en el rango adecuado.

Como en los ensayos anteriores, la planta piloto empleada en esta batería de experimentos fue *la planta piloto con las membranas en configuración espiral*. Las membranas utilizadas son membranas de Hydranautics modelo CPA2-2540 de poliamida aromática, con las mismas características que las empleadas en los ensayos anteriores.

La *Tabla 4.6* presenta los resultados de los análisis de las aguas que se utilizaron como aguas de alimentación a la planta piloto correspondientes a diferentes días de muestreos y diluciones para los diferentes ensayos realizados. Como el apartado anterior, se prepararon distintas

diluciones (entre 1:1 y 1:6) provenientes de diferentes muestras de agua procedente de la EDAR de Puerto Real y tomadas en distintos periodos, por lo que algunos valores no guardan la proporción de dilución como si fuera el mismo agua de partida.

Tabla 4.6. Resumen de los resultados de los análisis de todas las aguas de alimentación para los ensayos.

PARÁMETROS	DILUCIONES					
	1:1	1:2	1:3	1:4	1:5	1:6
Temperatura	22	24	22	22	24	25
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2000	1920	1840	2000	1221	758
pH	6.9	6.8	7.8	6,9	6.8	7.4
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	42	20	15	14	11	8
DQO (mg O ₂ /L)	125	110	79	70	44	35
SVS (mg/L)	14	7	1	1	1	1
SS (mg/L)	30	15	3	3	2	2
COT (mg C/L)	15.0	13.0	10.0	5.6	6.2	4.5
Nitrato (mg/L)	6.0	1.0	5.5	2.0	1.7	4.4
Silicato(mg/L)	4.4	1.00	<0.21	1,9	2,68	1.42
Aerobios (37°C) ufc/100ml	2.10 ⁴	9.10 ³	2.10 ⁴	1.10 ⁴	3.10 ²	7.10 ³

Los resultados de los análisis indican que se trataba de aguas residuales que estaban débilmente contaminadas. Esta ligera contaminación es debida a que los efluentes empleados han sido diluidos de igual manera que en el caso del ensuciamiento del capítulo anterior. El efluente secundario de la EDAR ha sido diluido por primera vez para alcanzar las características del efluente secundario establecidas por la Directiva Comunitaria 91/271 EEC, y por segunda vez para emplearlas en los ensayos de ensuciamiento según y como está explicado en el apartado de *Material y Métodos*. Se aprecian los bajos niveles de SS, DBO₅, DQO y del contenido en microorganismos para todas las muestras. Se puede observar de manera general y descartando el contenido microbiano, que los resultados de los parámetros de análisis que aparecen en la *Tabla 4.4* son muy parecidos a los obtenidos en la *Tabla 4.6* salvo en lo que respecta al número de los microorganismos, lo cual puede provocar cierta analogía con los resultados obtenidos anteriormente.

En todos los ensayos de ensuciamiento se realizaron medidas del caudal de permeado, caudal de rechazo, caudal de alimentación, conductividad de permeado, y las medidas de la conductividad de rechazo, conductividad de la alimentación y la temperatura del agua.

En estos ensayos es de esperar la formación de una biopelícula por medio de los microorganismos presentes en el agua sin desinfectar

La formación de una biopelícula sobre una superficie de membrana se puede dividir en tres fases:

Transporte de los microorganismos a la superficie: el transporte de los microorganismos hasta la superficie de la membrana está controlado por fuerzas hidrodinámicas. Las bacterias deben atravesar la capa hidrodinámica más próxima a la superficie de la membrana para poder adherirse a ella. El espesor de esta capa depende de la velocidad tangencial, del flujo de permeado, de la viscosidad del fluido y de la rugosidad de la superficie de la membrana, pudiendo estar comprendida entre los 10 y los 50 μm (Characklis, 1981a). El movimiento Browniano, la movilidad del propio microorganismo, las fuerzas asociadas al flujo de permeado (permeation drag) y/o la difusión son los mecanismos con los que los microorganismos consiguen atravesar la capa límite (Characklis, 1981a; Flemming, 1993). Sin embargo, el flujo tangencial de la corriente de rechazo, puede promover la migración lateral y la difusión lejos de la membrana (Belfort, 1989; Fane, 1986), reduciendo por tanto, el flujo de bacterias hacia la membrana.

1) *Adhesión a la capa activa:* dentro de los numerosos factores que afectan de manera significativa al proceso de adhesión de la bacteria a la superficie de la membrana se pueden destacar : tipo, concentración y etapa del ciclo de vida de los microorganismos presentes en el agua de alimentación, cantidad y tipos de nutrientes disponibles, particularmente de los nutrientes limitantes, carga superficial e hidrofobicidad de las células, presencia de polisacáridos extracelulares, pH, temperatura, concentración iónica, y presencia de sustancias orgánicas disueltas (Ghayeni et al, 1998). Hay estudios que han demostrado que sólo se tarda unos de tres días en cubrir totalmente una membrana de la ósmosis inversa con una biopelícula (Flemming et al, 1993).

Ghayeni y sus colaboradores en 1998 estudiaron la adherencia inicial de las bacterias de las aguas residuales pertenecientes al género *Pseudomonas* en las membranas de ósmosis inversa,

comprobandose que las bacterias algunas veces se agregan tras adherirse. Mientras que la sujeción mínima de bacterias ocurría en una solución muy poco ionizada, de forma significativa la agrupación de un número mayor de microbios ocurría al utilizar concentraciones de sal correspondientes a aguas residuales.

2) *Crecimiento en la superficie*: Flemming y Schaule en 1988 también demostraron que después de unos cuantos minutos de contacto entre una membrana y agua residual bruta, ocurre la primera agrupación irreversible de células. El género *Pseudomonas* fue identificado como una especie de rápida adherencia. Si se utilizaban células viables (con los suficientes nutrientes y oxígeno disuelto en el agua residual), el proceso de adhesión mejoraba con un aumento en el número de células en suspensión. Cuando se utilizaban células inactivas, se cubrió parcialmente la superficie de la membrana. Flemming y Schaule (Flemming, 1988) también detectaron una afinidad biológica de diferentes materiales de membranas hacia las bacterias.

El polímero Polyeterurea, por ejemplo, tenía una afinidad biológica significativamente menor por la poliamida, la polisulfona y la polieterosulfona. Estos resultados sugieren que los fabricantes de membranas deberían alejarse de materiales de poliamida y polisulfona, al menos para aplicaciones de tratamiento de aguas residuales.

Ridgway y sus colaboradores (Ridgway, 1983 y 1985) en dos artículos sobresalientes informaban sobre el biofouling de las membranas de ósmosis inversa con aguas residuales. Las membranas con diacetato de celulosa se cubrían uniformemente con una capa de fouling que en principio era de composición orgánica. El calcio, el fósforo, el sulfuro y el cloro eran los constituyentes inorgánicos mayoritarios detectados. Las proteínas y carbohidratos representaban un 30% y un 17% respectivamente del peso seco de la biopelícula. La microscopía (SEM) reveló que la biopelícula formada sobre la superficie de la membrana tenía un grosor de 10 a 20 μm y estaba compuesta de diferentes capas de células bacterianas compactadas, muchas de las cuales presentaban parcial o totalmente autólisis. Las bacterias estaban fuertemente sujetas a la superficie de la membrana mediante una red extensa de fibras poliméricas extracelulares. Los estudios mostraban también que las *Mycobacterias* adheridas a la superficie de la membrana de acetato de celulosa eran 25 veces más efectivas que *Escherichia coli*.

La habilidad de *Mycobacterias* y *Escherichia coli* para adherirse a la membrana fue correlacionada con la hidrofobidad relativa de la superficie, determinada por su afinidad por el n-hexadecano (Ridgway, 1985).

La estructura y las propiedades fisico-químicas de la biopelícula “madura” está fuertemente influenciada por la etapa inicial de su formación (Garvía, 1997). Dichas propiedades están también influenciadas por el tipo de sustrato disponible (Speitel y Didiano, 1987) y por su concentración inicial (Ehlinger et al., 1987).

Si los procesos reseñados anteriormente ocurrieran en serie, la etapa más lenta de la secuencia sería la que tendría mayor importancia en el proceso, y sería, por consiguiente la etapa que limitaría la velocidad global, la *etapa limitante* del mismo. Si en lugar de esta hipótesis previa se tratara de una serie de procesos en paralelo, o procesos en serie y paralelo, el proceso más lento llegaría a ser la *etapa controlante* de la velocidad global del proceso. La identificación de la *etapa limitante* o *controlante* del proceso es esencialmente para el correcto escalamiento del sistema, por lo que es conveniente analizarlas con detenimiento.

La biopelícula está formada por asociaciones de células que tienden a asociarse con otras especies para un beneficio fisiológico mutuo. Por otra razón, el concepto de consorcio microbiano vuelve a ponerse de manifiesto dentro de la estructura de la biopelícula; sobre todo en aquellos casos en que se tienen agregados de múltiples especies y esa cooperación fisiológica puede ser establecida y mantenida. Es obvio que la cooperación entre células de diferentes especies es difícil de obtener cuando se encuentran dispersas en el seno del fluido, sin embargo, esta interrelación se puede observar entre células similares, o incluso en poblaciones mixtas, que se encuentran inmovilizadas formando microcolonias, en un entorno muy próximo, en el interior de la biopelícula, pudiendo iniciar y mantener un intercambio cooperativo de sustrato o productos metabólicos

Los resultados sugerían que la interacción hidrofóbica entre los componentes de la superficie de las células bacterianas y la superficie de la membrana de celulosa juega un papel importante en los niveles iniciales de adherencia de las bacterias y de la formación de la biopelícula.

Una pregunta clave que aparece en este tipo de estudio es si la importancia de esta interacción hidrofóbica entre la célula y la membrana también se mantiene para otros polímeros. Un estudio posterior de investigación llevado a cabo por Ridgway (Ridgway, 1991) confirmaba que

la adherencia de las bacterias está regulada por la naturaleza físico-química de las células bacterianas y de la superficie de la membrana polimérica, además de la composición del agua de alimentación.

A continuación se realiza un análisis del comportamiento de las membranas durante estos experimentos.

✓ *Flujo de producto*

La *Figura 4.33* representa la evolución temporal de los flujos normalizados de la membrana para todos los ensayos realizados.

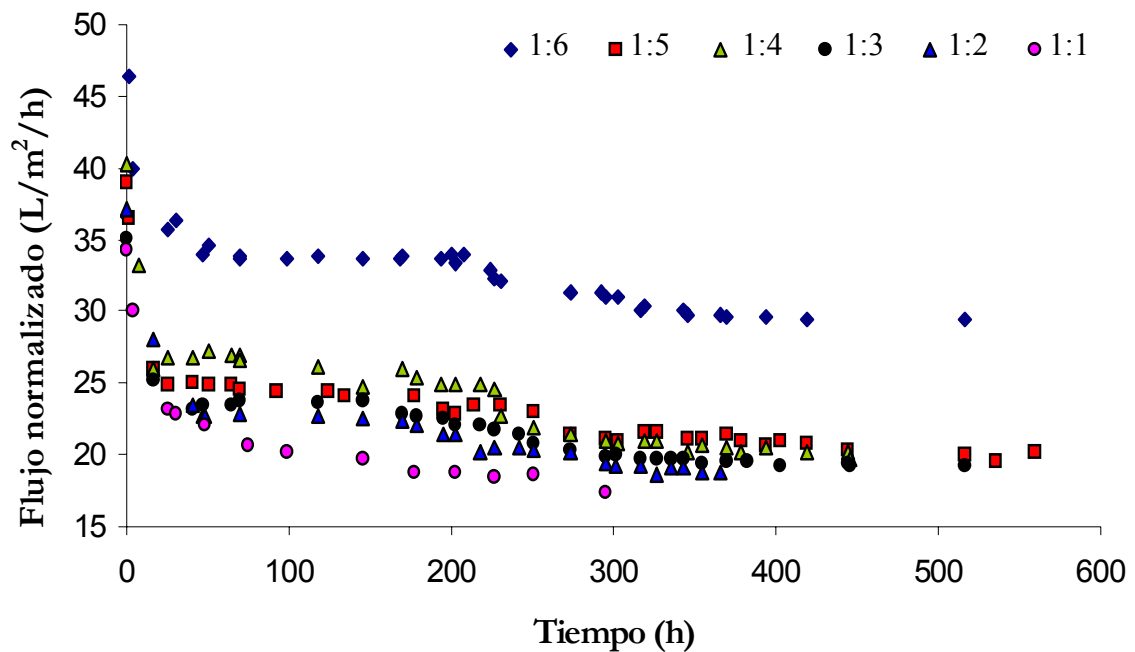


Figura 4.33. Evolución temporal del flujo normalizado en función del factor de dilución.

En la grafica se aprecia como aproximadamente en las primeras 10 horas de la puesta en marcha de la unidad, existe una cierta inestabilidad y un descenso muy acusado del flujo en todos los ensayos realizados. Este descenso del flujo al inicio del ensayo es menor a medida que aumente la dilución del efluente secundario en el agua de aporte. Así, por ejemplo para la dilución 1:1 el descenso es de 22 % y para la 1:5 el descenso de 13,1 %. Esto significa que el efecto que tiene la carga contaminante de un agua aparece ya al inicio del experimento. Según

la carga que tenga el agua de aporte a la membrana, existe una mayor o menor deposición de las sustancias presentes en el agua en la membrana, afectando de una manera directa a la producción de la membrana.

La carga coloidal y microbiológica del agua de alimentación también afecta a la duración de la fase de adaptación de la membrana, ya que a medida que vaya aumentando la concentración del efluente secundario disminuye el periodo de aclimatación.

Ambos descensos, el del flujo y el de la duración de fase de adaptación, se deben a que en este periodo la membrana sufre un ensuciamiento acelerado o deposición inicial de los compuestos del agua residual que afectará a la velocidad de la corriente de arrastre, y cuanto más cargada es el agua de aporte más rápido entra la membrana en fase de estabilidad. Esta deposición acelerada de los compuestos condiciona también el valor del caudal de producto que va a tener la membrana en la fase de estabilidad.

Tras el periodo de compactación, que dura unas 10 horas, y durante las siguientes 100 horas de trabajo, se produce una notable disminución de los flujos normalizados de la membrana. En ella se aprecia también que a medida que ha ido bajando el factor de dilución aumentaron los niveles de permeabilidad de la membrana, lo cual puede explicarse a partir de los datos de la *Tabla 4.6*. Según ésta tabla, cuando más bajo es el factor de dilución mayor es la carga contaminante que se traduce en valores de DBO₅, DQO, SS, COT y microorganismos.

A partir de las 100 horas de ensayo el comportamiento de las membranas sigue siendo el mismo que el comentado en apartados anteriores, aunque la pendiente en el flujo normalizado disminuye menos que en el periodo de adaptación. En esta fase, el flujo permanece bastante constante ya que la cantidad que se va depositando es casi la misma que se arrastra por la corriente de rechazo, manteniendo la permeabilidad de la membrana constante.

Las pérdidas de flujo para todos los ensayos son consecuencia de la acumulación de coloides, partículas y bacterias sobre la superficie de la membrana. Estas acumulaciones acaban formando una capa de “torta” que se constituye un obstáculo frente a la fuerza tangencial a través de la membrana. El grosor de esta torta depende de la velocidad tangencial del flujo de permeado, de la viscosidad del fluido, la rugosidad de la superficie de la membrana y del contenido en microorganismos que, fijándose en la membrana, convierten la capa adherida en un soporte fijo y difícil de arrastrar por la fuerza de la corriente del rechazo.

Viendo los niveles del flujo normalizado se puede notar que, para todos los ensayos, los valores de flujo obtenidos en todas las fases son menores que los conseguidos en los experimentos realizados con agua de alimentación desinfectada. Esto es debido a que la capacidad de permeación de la membrana sucia depende del grosor que pueda tener la capa de *fouling* en cada ensayo. La explicación de esta diferencia se tratará con detalle posteriormente.

✓ *Rechazo de sales*

En la *Figura 4.34* se representan las evoluciones temporales del rechazo de sales de la membrana para cada uno de los ensayos realizados.

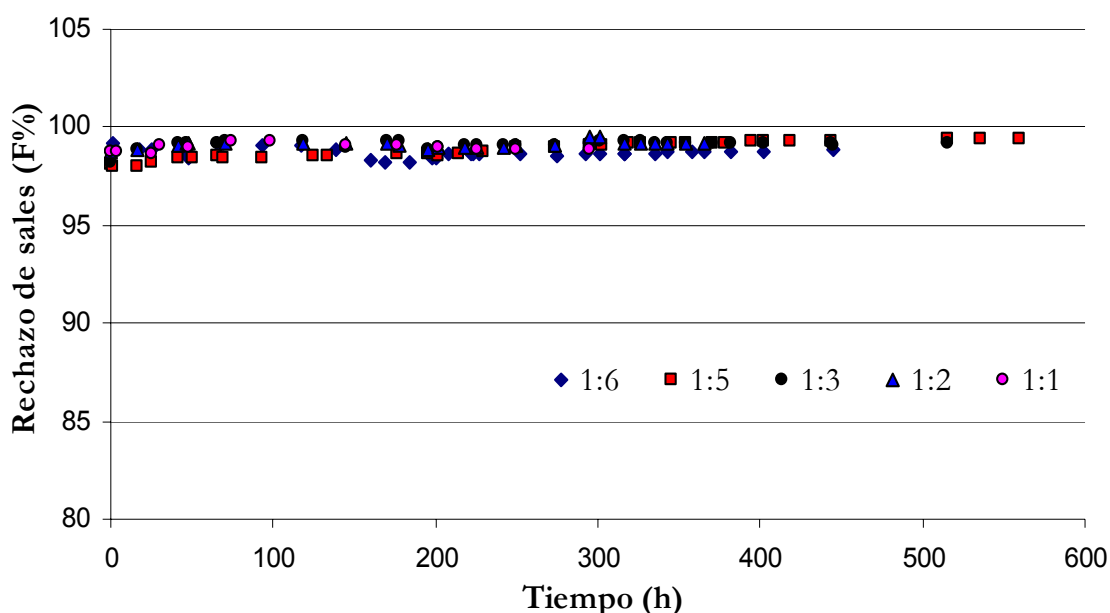


Figura 4.34. Evolución del rechazo salino global de la membrana para todos los ensayos.

En ella se aprecian los altos niveles de rechazo de sales de la membrana en todos los ensayos, ya que los valores oscilaron entre 98% y 99,4%. Esto quiere decir, como ya se ha comentado, que el proceso de separación y rechazo salino por las membranas de ósmosis inversa es independiente de la concentración de sales en la alimentación para cierto rango de salinidad. En la *Tabla 4.6*, la conductividad del agua de aporte a la membrana ha ido descendiendo a medida que aumenta el factor de dilución del efluente de la EDAR desde 1:1 hasta 1:6, por lo que la cantidad de sales que aparecen en el agua permeada debe ser proporcional a la concentración de polarización que se establece sobre la capa activa.

Por otro lado, los altos niveles de rechazo de sales conseguidos en estos ensayos siempre han estado por encima del valor de rechazo de sales indicado por el fabricante (98%). Es necesario señalar que el valor de rechazo salino suministrado por el fabricante de las membranas ha sido calculado en base a una solución de 1500 ppm de NaCl, por lo que parece lógico que el rechazo salino referido a estos dos iones sea distinto al obtenido con una solución real de aguas residuales.

Hay que señalar que el rechazo de sales en los ensayos se movía entre 98 % y 99,4 % cuando las conductividades de las soluciones de aporte estaban entre 758 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mientras que en los ensayos con efluente desinfectado el rechazo salino oscilaba entre 98,4 % y 99,78 %, cuando las conductividades de alimentación variaban entre 880 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 2480 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 4.4). Los resultados obtenidos en estos dos baterías de ensayos parecen confirmar que la capacidad de rechazo de sales de la membrana de ósmosis inversa es independiente de la concentración de sales de la disolución. Por otro lado, la formación de la biopelícula puede conducir al aumento de la tasa de iones de sales disueltas acumulados en la superficie de la membrana y por tanto contribuyen a provocar el fenómeno de la polarización de concentración. Este proceso de polarización tiene como consecuencia el aumento del paso de la sal a través de la membrana y la reducción de la calidad del agua del producto. Pero este aspecto se tratará con más detalle en el apartado posterior.

✓ **Resultados de la autopsia de la membrana**

○ Inspección virtual de la superficie de la membrana.

Una vez finalizados los experimentos, se procedió a realizar una autopsia con objeto de analizar los depósitos presentes sobre la membrana. La membrana seleccionada para esta autopsia fue, como en el caso anterior, la que se empleó en el ensayo de ensuciamiento con dilución 1:1 del agua residual.

Como en el caso anterior, para la realización de la autopsia, y antes de efectuar los correspondientes análisis de la suciedad que existe sobre la superficie de la membrana, fue necesario cortar la carcasa y desenrollar los sobres de la membrana alojados en el interior del contenedor. Después, se procedió a inspeccionar la integridad de las hojas de las membranas, del soporte y de las líneas de pegamento. Las superficies de las membranas estaban cubiertas

por una capa de depósito de color marrón oscuro y con una textura mucilaginosa. La distribución de película sobre la superficie de la membrana era homogénea, ocupando uniformemente toda la superficie de la misma (*Figura 4.35*).

Las características observadas en esta figura, son típicas de películas compuestas mayoritariamente por materia orgánica, coloides y microorganismos. Se puede observar también que la película o el *fouling* que aparece en la figura es de un color marrón más oscuro y denso que el *fouling* depositado en el estudio anterior (con desinfección). Ésto puede ser debido a la presencia de microorganismos y sus actividades. La comprobación de esta hipótesis se realizará con los correspondientes análisis microbiológicos, químicos y demás pruebas complementarias.



Figura 4.35. Detalle de la película adherida a la superficie de la membrana.

- Inspección mediante microscopía electrónica de barrido de la superficie de la membrana.

Mediante el uso de un escalpelo esterilizado se cortaron piezas de membrana y de espaciador. Para la visualización de las muestras en el microscopio electrónico de barrido, éstas han sido fijadas con anterioridad. El procedimiento seguido se ha descrito en el capítulo de *Material y Métodos*.

A continuación y en las Figuras 4.36 a 4.39 se muestran algunas fotografías representativas de lo que se podía observar en la superficie de la membrana y espaciador.

La micrografía realizada a la superficie activa de la membrana muestra la homogeneidad en la distribución del ensuciamiento incluso al nivel microscópico (Figura 4.36), y también demuestra el alto contenido en microorganismos y diversos materiales que forman parte del *fouling* depositado en la membrana (Figura 4.36 y Figura 4.39). Ésto significa que, a pesar de las condiciones hidrodinámicas que tienen lugar en las inmediaciones de las membranas, los microorganismos aparecen como parte importante del material que forma la biopelícula, y por tanto, afectan de manera muy significativa al rendimiento de las membranas (Figuras 4.39).

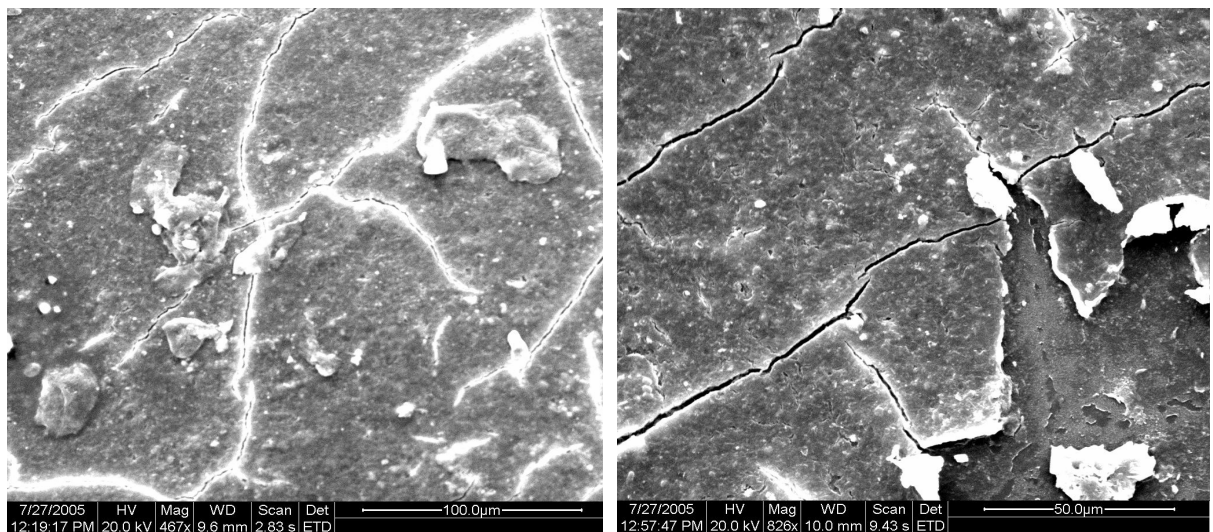


Figura 4.36. Microscopía de la superficie de la membrana (X467 y X826, respectivamente).

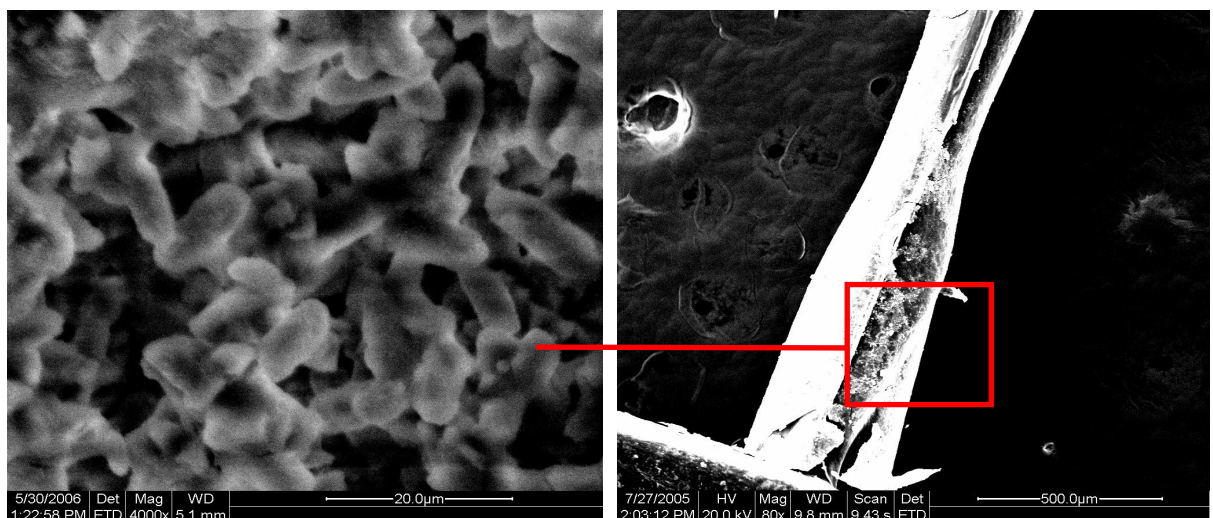


Figura 4.37. Microscopía de la superficie de la membrana y espaciador (X4000 y X80, respectivamente).

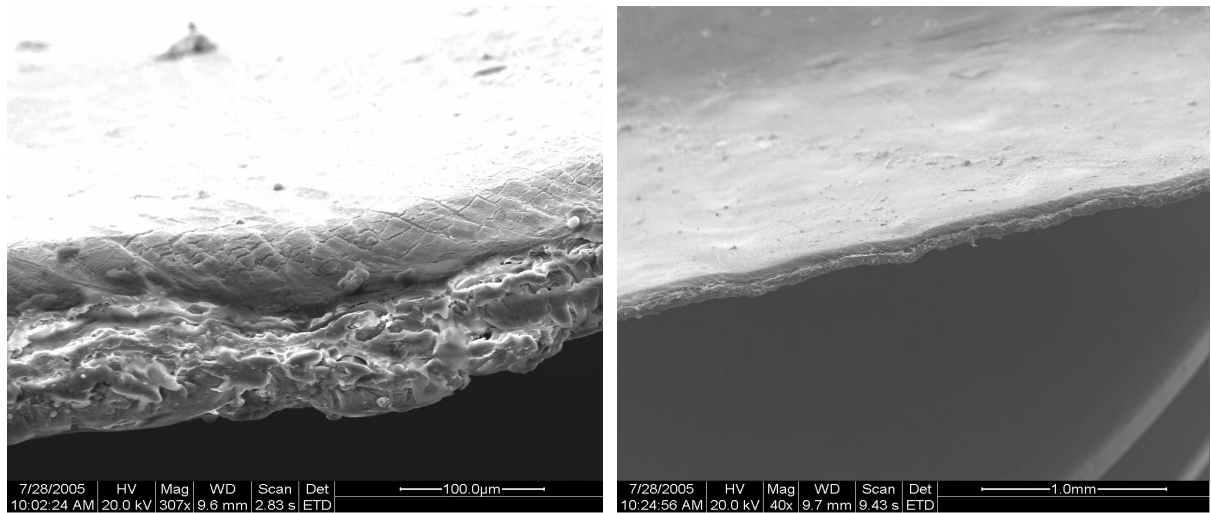


Figura 4.38. Microscopía de la superficie de la membrana (X307 y X40, respectivamente).

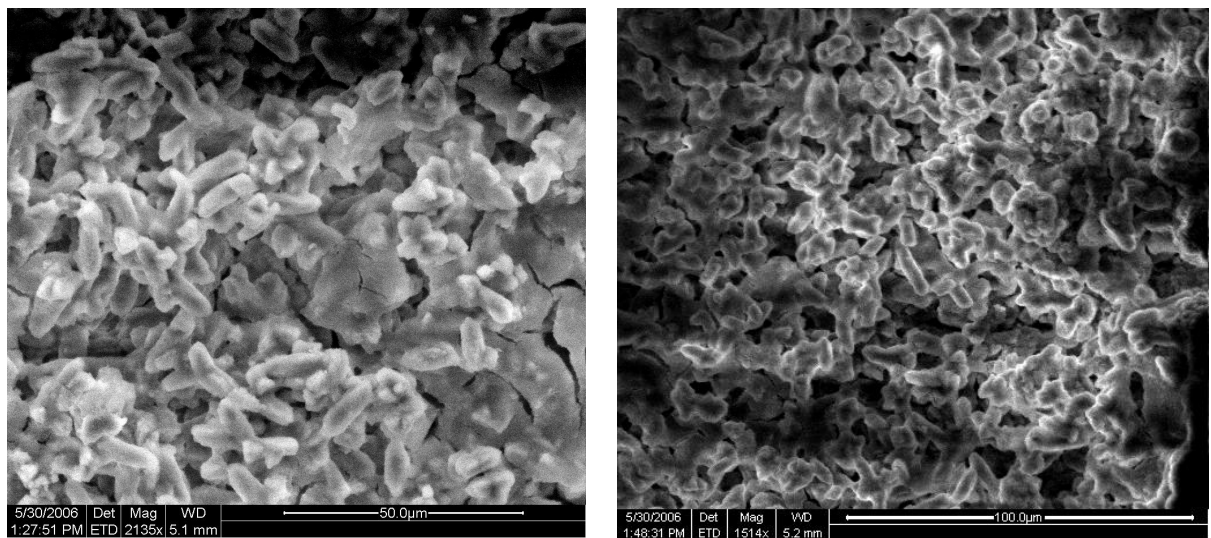


Figura 4.39. Microscopía de la superficie de la membrana (X2135 y X1514, respectivamente).

En la *Figura 4.37* se puede observar como el espaciador de la membrana también recibe su parte del ensuciamiento. En ella, es fácil observar como se concentra una parte importante de materia orgánica y microorganismos en las intersecciones del espaciador. Ésto se debe a que en estas zonas existe un cierto “remanso hidráulico”, favoreciendo así dicha adhesión. En la misma figura se puede observar que el grosor de la capa de fouling del espaciador no es nada despreciable ya que puede alcanzar unas 3 micras. Estas adhesiones afectan también al flujo turbulento que suele provocar el espaciador para evitar la deposición de suciedad, lo que hace que el ensuciamiento de las membranas sea más acelerado.

En la *Figura 4.38*, que representan cortes transversales realizados a un trozo de la membrana, se puede ver claramente el grosor que tiene la capa de torta “*biofouling*” que llegó a formarse en

la superficie de la membrana y que puede llegar a alcanzar las 60 micras suponiendo una gran barrera a la transferencia del agua. Este es un grosor bastante significativo y suficiente para afectar gravemente tanto la permeabilidad como el rechazo de sales de la membrana. Este impacto quedó ya muy bien reflejado con las *Figuras 4.34 y 4.33*.

Las membranas de poliamida se caracterizan por tener un buen nivel de permeación, lo que hace que la fuerza hidrodinámica resultante del flujo a su través sea superior a la repulsión electrostática existente entre las partículas y la superficie de la membrana, favoreciendo así la deposición de partículas y fijación de bacterias que contribuyen a la aparición de bioensuciamiento sobre las membranas. La adhesión de microorganismos y la presencia de materia orgánica conlleva a la proliferación bacteriana, formándose así la biopelícula en la superficie de la membrana que puede convertir un ensuciamiento leve y reversible en un bioensuciamiento severo y difícil de eliminar.

Para prevenir el bioensuciamiento en las membranas de poliamida aromática, el agua de alimentación debe pasar por un sistema de desinfección. La técnica inicial de desinfección fue usar hipoclorito y luego la adición de bisulfito de sodio u otro sistema de decoloración previo al ingreso a las membranas. Continuas investigaciones concluyeron que dicho proceso puede ser en algunos casos contraproducente, promoviendo o aumentando el bioensuciamiento. El hipoclorito descompone a las moléculas de ácido húmico, disueltas en el agua, en fragmentos de peso molecular mucho más bajos, que como nutrientes disponibles, contribuye al crecimiento microbiológico.

Por otra parte la reacción entre el cloro libre y ácido húmico entre otros orgánicos (típicamente presentes en aguas de origen superficial) forma compuestos cancerígenos conocidos genéricamente como Trihalometanos (THMs).

- Análisis químicos y microbiológicos

Al final de la autopsia, se tomó una porción del fouling depositado en la membrana con el objetivo de realizar los análisis químicos y microbiológicos. Para ello se raspó una superficie de 100 cm² para la realización de tales pruebas. Los resultados se muestran en la *Tabla 4.7*.

El ensuciamiento producido en las membranas es de tipo químico, coloidal y microbiológico según se desprende de los resultados mostrados en la *Tabla 4.7*.

Tabla. 4.7. Resultados de análisis del depósito.

Parámetros	Contenido
COD ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	1,6
Potasio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,9
Calcio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	7,0
Manganeso ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,015
Hierro ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,41
Aluminio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,12
Bario ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,01
Estroncio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,04
Boro ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,005
Magnesio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	10
Fosfatos ($\mu\text{g PO}_4^{3-}/\text{cm}^2$)	26
Aerobios 22 C° ufc/cm ²	100
Aerobios 37 C° ufc/cm ²	80

Respecto al ensuciamiento químico éste está constituido tanto por compuestos orgánicos como inorgánicos. Respecto a los compuestos orgánicos, éstos constituyen de forma mayoritaria el depósito de la membrana dado los valores de COD; no obstante, estos valores son inferiores a los resultados obtenidos en el análisis de depósitos para la batería de ensayos con agua residual sin desinfección. Este contenido en materia orgánica era esperable puesto que el agua empleada procede de un efluente secundario de una Estación de Depuración de Aguas Residuales Urbanas. Según los resultados de análisis del agua de aporte reflejados en la *Tabla 4.6* la materia orgánica en forma coloidal y disuelta se encuentra en una gran proporción.

Los compuestos orgánicos solubles que tiene el agua de aporte son una fuente de alimentación para los microorganismos recién adheridos a la membrana, lo que hace que las bacterias se fijen aún más fuertemente, proliferando y colonizando el fouling y la superficie de la membrana.

Según los resultados de análisis químicos del fouling, la materia depositada no tiene un alto contenido en metales. La presencia de sales inorgánicas insolubles en el depósito de la membrana se puede relacionar con el efecto de concentración de polarización producido en la superficie de la membrana de ósmosis inversa.

Respecto al presencia de microorganismos en el depósito éste está constituido fundamentalmente por diferentes tipos de bacterias aerobias, que contribuyen de manera importante al contenido global del *biofouling*.

4.3.4. ESTUDIO COMPARATIVO DE CAUDALES ENTRE LOS ENSAYOS DE ENSUCIAMIENTO CON Y SIN MICROORGANISMOS

En este apartado se estudiaron las diferencias entre el bioensuciamiento y el ensuciamiento libre de microorganismos basándose en los resultados obtenidos en los dos apartados anteriores.

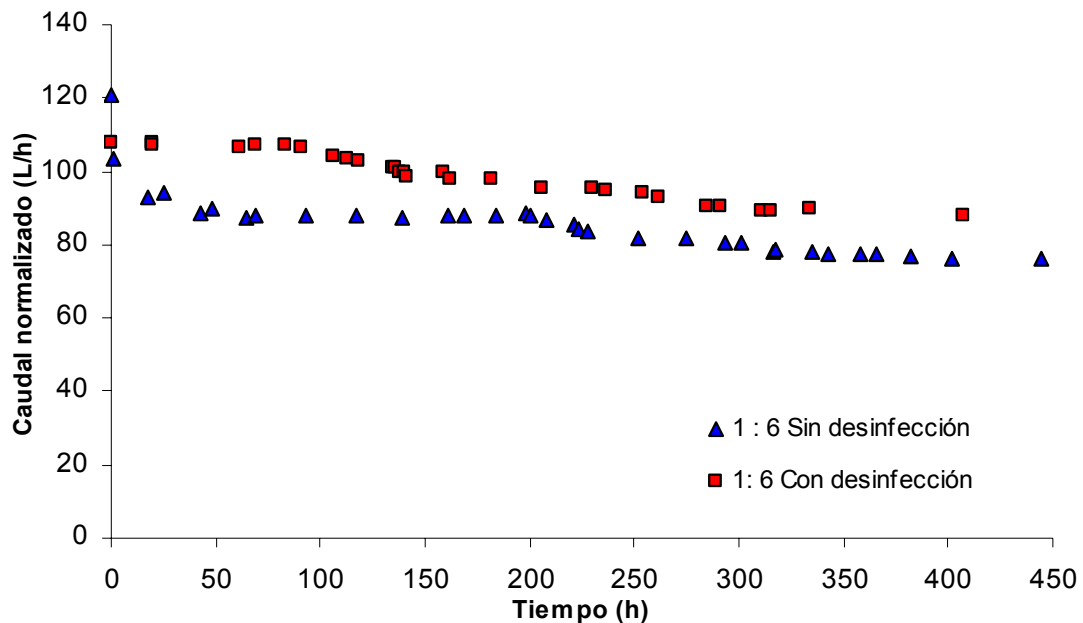


Figura 4.40. Comparación de caudales normalizados entre efluente desinfectado y sin desinfectar para el ensayo con la dilución 1:6.

La Figura 4.40 representa la evolución temporal del caudal normalizado para los ensayos de dilución 1:6 del efluente de la EDAR con y sin desinfección. En primer lugar se observa que tanto el caudal de experimento con desinfección como sin desinfección tienen una evolución descendente a medida que se va desarrollando de ensayo. En términos globales, y durante las 450 horas de duración de este experimento, la reducción total del caudal normalizado ha sido de 17,6% para el efluente con desinfección, y de 25,2% para el fluente sin desinfección. Ésto

se corresponde con valores de caudal normalizado del efluente con y sin desinfección de 88,18L/h y 76,48L/h al final del experimento, respectivamente, por lo que se puede afirmar que la pérdida de permeabilidad de la membrana ensuciada con una baja concentración del efluente secundario sin desinfectar se debe a la presencia de microorganismos que pueden alterar indirectamente el mejor funcionamiento de la membrana colaborando en la formación de la torta, o “*cake layer*”.

En las primeras horas se depositaron la mayor parte de las partículas orgánicas e inorgánicas en la membrana formando una película en su superficie. Esto se pone manifiesto en los valores de caudal normalizados conseguidos en estos dos ensayos. Si comparamos los caudales obtenidos en esta batería de ensayos con los valores designados por el fabricante (95,83L/h), observamos que las membranas habrían perdido más del 17,6% de su permeabilidad.

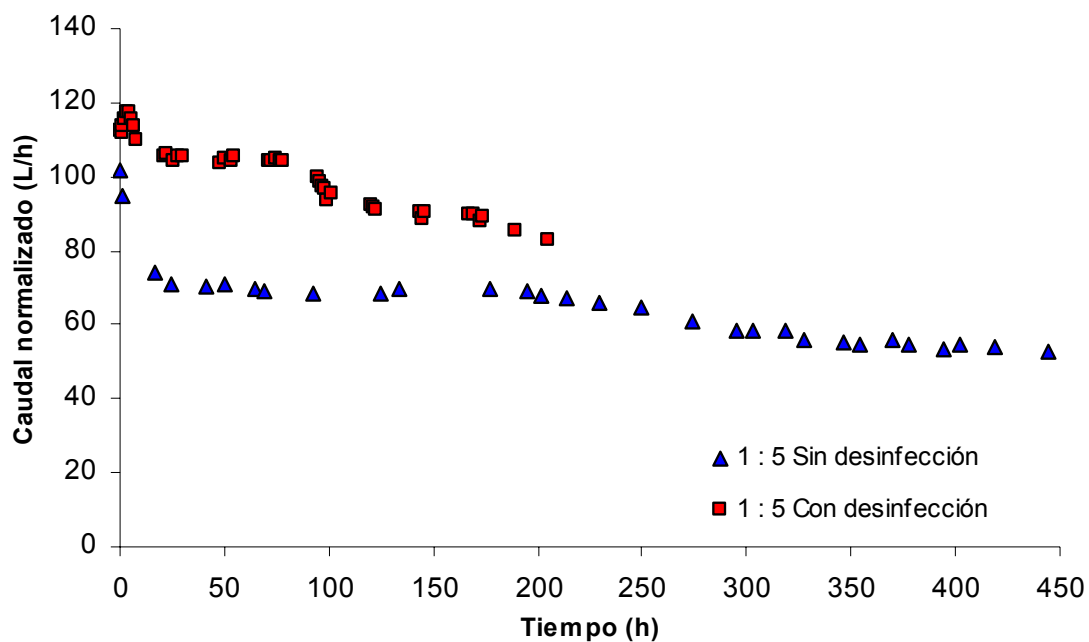


Figura 4.41. Comparación de caudales normalizados entre efluente desinfectado y sin desinfectar para el ensayo de la dilución 1:5.

La Figura 4.41 representa la evolución temporal del caudal normalizado para los ensayos de dilución 1:5 del efluente de la EDAR con y sin desinfección. Se puede observar como, tras 8 horas del funcionamiento de la planta piloto, el nivel del caudal normalizado del ensayo con desinfección del efluente es muy elevado comparándolo con el caudal obtenido en el ensayo sin desinfección del efluente tomando valores de 104,5L/h y 75L/h respectivamente. Esta

diferencia de caudales supone una pérdida de 25% de la permeabilidad de la membrana. También es importante señalar que después de 200 horas de trabajo, las membranas pierden un 20% de su permeabilidad en el caso del efluente con desinfección, mientras que para el efluente sin desinfección el porcentaje de pérdida de flujo de producto es de un 24,45%.

Se puede concluir que para esta dilución del efluente, la diferencia entre desinfección o no del efluente es de 5% sobre las características de permeabilidad de la membrana, siempre que el efluente se haya sometido antes a un tratamiento para la eliminación de microorganismos que pueden intervenir en la formación de biopelícula en la superficie de la membrana.

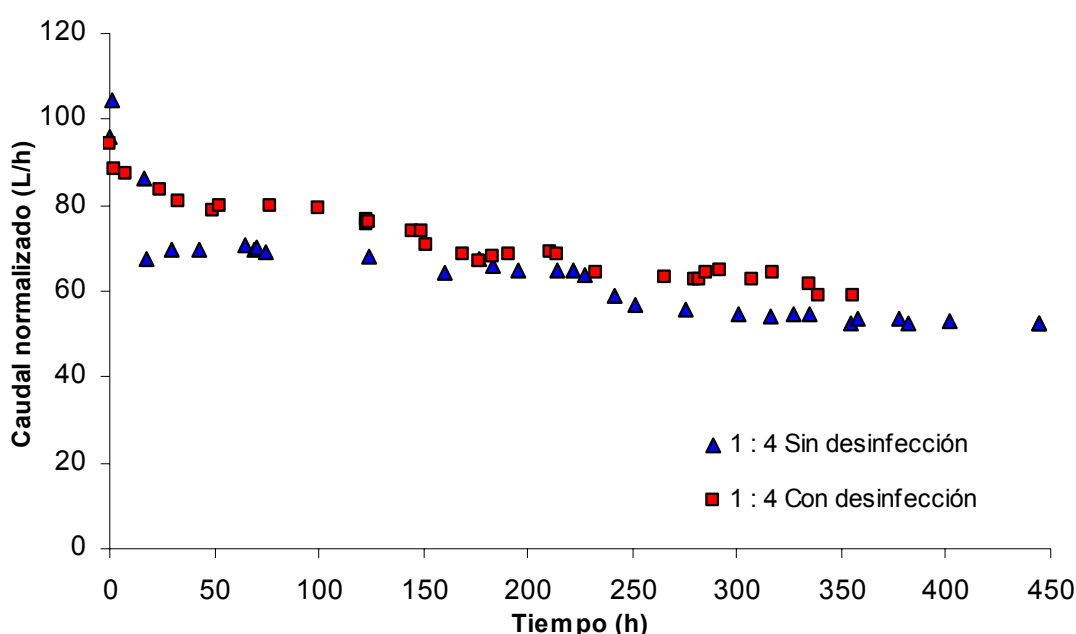


Figura 4.42. Comparación de caudales normalizados entre efluente desinfectado y sin desinfectar para el ensayo de la dilución 1:4.

La Figura 4.42 representa la evolución en función del tiempo del caudal normalizado para los ensayos de dilución 1:4 del efluente de la EDAR con y sin desinfección. La comparación de los dos ensayos muestra que el caudal normalizado en ambos casos sigue la misma evolución en el tiempo aunque, y como es lógico, el descenso de calidad en las primeras horas es mayor en el ensayo con aguas residuales sin desinfección. Una vez alcanzado el periodo de estabilización, se puede apreciar que, en este caso, la diferencia entre las pendientes es mínima, ya que en el ensuciamiento con efluente desinfectado la membrana pierde un 26% de su permeabilidad, mientras que empleando el efluente sin desinfectar la pérdida alcanzó el 25%. Se puede concluir que, en esta dilución el impacto fue de un 1% menos que en el caso anterior. Lo que significa

que, a medidas que se va disminuyendo la dilución, se consigue cada vez menos caudal normalizado y por lo tanto más ensuciamiento.

La *Figura 4.43* representa la evolución con el tiempo del caudal normalizado para los ensayos de dilución 1:3 del efluente de la EDAR con y sin desinfección. Se puede apreciar como ambos ensayos siguen la misma evolución temporal. La pérdida de la permeabilidad en este ensayo ha sido del 17% para el efluente sin desinfectar y del 18% para el efluente desinfectado.

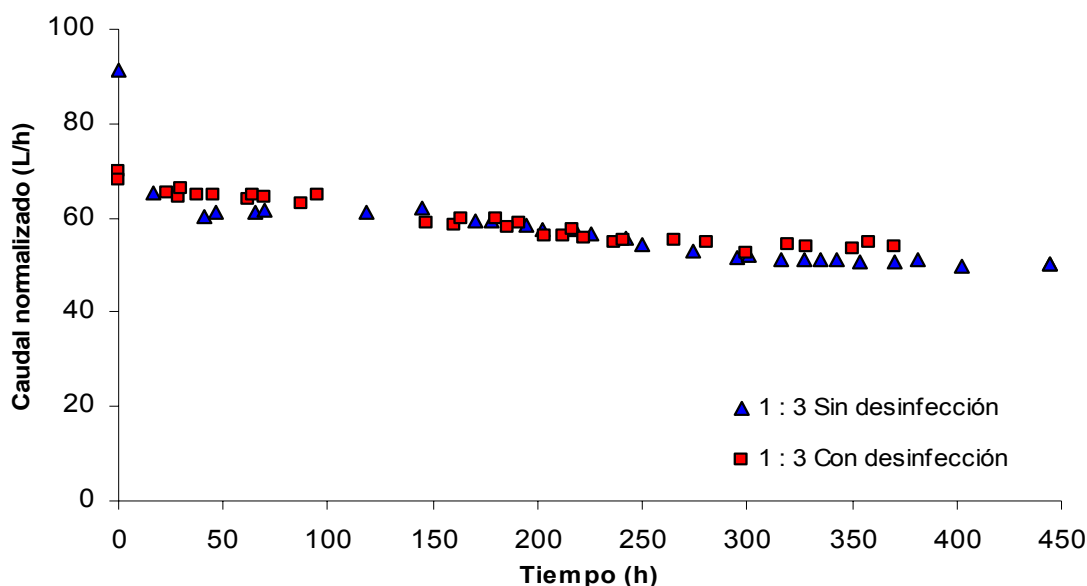


Figura 4.43. Comparación de caudales normalizados entre efluente desinfectado y sin desinfectar para el ensayo de la dilución 1:3.

En general, y comparando con los ensayos anteriores, se puede observar que las diferencias de la pérdida de características de permeabilidad de la membrana van disminuyendo a medida que lo hace la dilución, por lo que puede pensar que a partir de una cierta concentración de efluente de la EDAR la formación de la biopelícula en la superficie de la membrana no tiene, por sí solo, una excesiva importancia en la pérdida de flujo de la membrana.

La *Figura 4.44* representa la evolución del caudal normalizado para los ensayos de dilución 1:2 del efluente de la EDAR con y sin desinfección. Se observa que la evolución del caudal normalizado en ambos ensayos es muy parecida, incluso se puede decir que están superpuestos. Este resultado nos permite confirmar la hipótesis expuesta en los comentarios anteriores respecto a que los microorganismos tienen una mayor influencia en la formación de la película y en la pérdida de caudal, cuando el efluente a tratar tiene poca tendencia a provocar

el ensuciamiento químico o coloidal de la membrana (aguas limpias de materia orgánica y coloides).

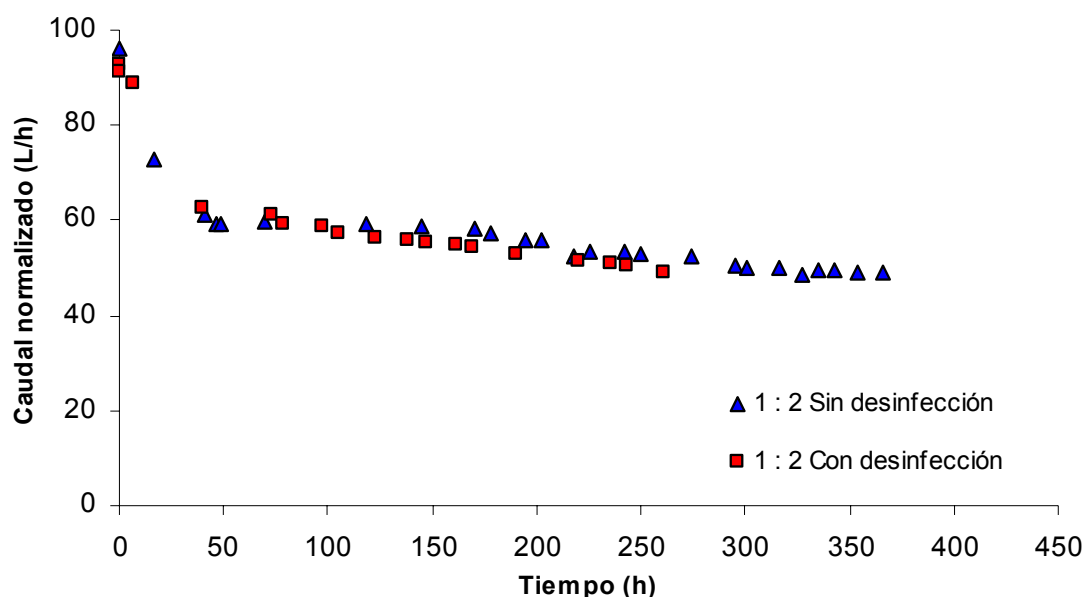


Figura 4.44. Comparación de caudales normalizados entre efluente desinfectado y sin desinfectar para el ensayo de la dilución 1:2.

La Figura 4.45 representa la evolución temporal del caudal normalizado para los ensayos de ensuciamiento con el efluente de la EDAR con y sin desinfección. Se puede observar que una vez alcanzada la estabilidad la diferencia entre ambos ensuciamientos es casi despreciable, siendo en términos globales, la reducción del caudal normalizado de 11,78% para el efluente desinfectado y de 14,33% para el efluente sin desinfectar. Aunque son valores de pérdida de permeabilidad bajos, sobre todo si los comparamos con los ensayos con efluente diluido, esto no significaría que el ensuciamiento haya sido menor. Para este ensayo, durante las primeras 30 horas es cuando se depositan la mayor parte de las partículas orgánicas e inorgánicas en la membrana formando una película en su superficie. Esto se pone manifiesto en los valores de caudal normalizados conseguidos en estos dos ensayos, que fueron los más bajos de todos los experimentos realizados. Si comparamos los caudales obtenidos en esta batería de ensayos con los valores designados por el fabricante (95,83L/h), observamos que las membranas habrían perdido más del 50% de su permeabilidad.

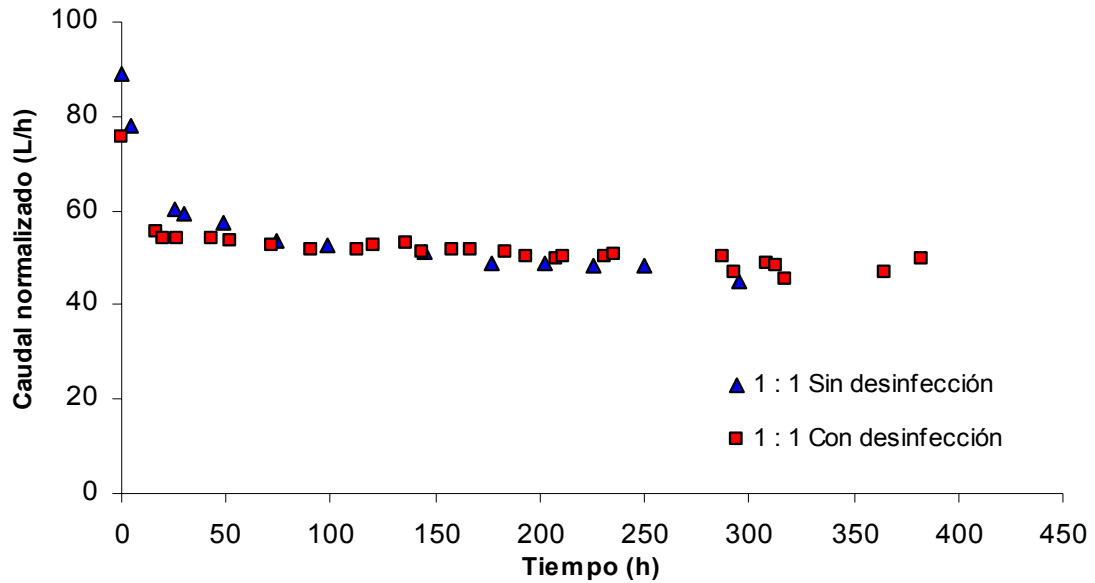


Figura 4.45. Comparación de caudales normalizados entre efluente desinfectado y sin desinfectar para el ensayo de la dilución 1:1.

Los resultados obtenidos hasta el momento permiten concluir que el ensuciamiento provocado en las membranas empleando un agua residual sin presencia de microorganismos es menos severo que cuando se emplea agua residual sin desinfectar, por lo que, de manera general, quedó reflejado que los microorganismos tienen una especial influencia en el desarrollo del ensuciamiento.

Sin embargo y a partir de las Figuras 4.40 a 4.43, se puede apreciar que las diferencias de pérdida de caudal de la membrana entre un ensuciamiento y un bioensuciamiento dependen también de la concentración del efluente empleada en cada ensayo. Comparando los resultados de pérdida de caudal reflejados en dichas figuras se puede constatar que las diferencias existentes en las pérdidas de permeabilidad de los ensayos realizados dependen principalmente de la concentración del efluente en el agua de alimentación. Cuanto más alta es la carga contaminante en el agua menos diferencia hay entre un ensuciamiento con microorganismos y otro libre de microorganismos. Observando el resto de las gráficas (Figuras 4.44 y 4.45), observamos que las pérdidas de caudal de la membrana en los dos tipos de ensuciamiento (con y sin desinfección) son prácticamente iguales, siempre que las concentraciones de efluente empleadas sean mayores de un tercio (1:3).

En la *Figura 4.46* se representan las diferencias de permeabilidad entre los ensayos de ensuciamiento con y sin desinfección, una vez transcurridas las fases de adaptación de las membranas.

Como puede observarse de manera general, a medida que se disminuye la dilución, disminuyen las diferencias de caudal de las membranas, y a partir de la dilución 1:3 se produce prácticamente el mismo grado del ensuciamiento para el agua desinfectada que sin desinfectar. En el caso de la dilución 1:5, el ensuciamiento provocado con el uso del efluente sin desinfectar es bastante más severo que el ensuciamiento con efluente con desinfección, del mismo nivel que en el caso de la dilución 1:6 con desinfección, lo que explica la diferencia tan grande en los caudales normalizados para los ensayos de 1:5.

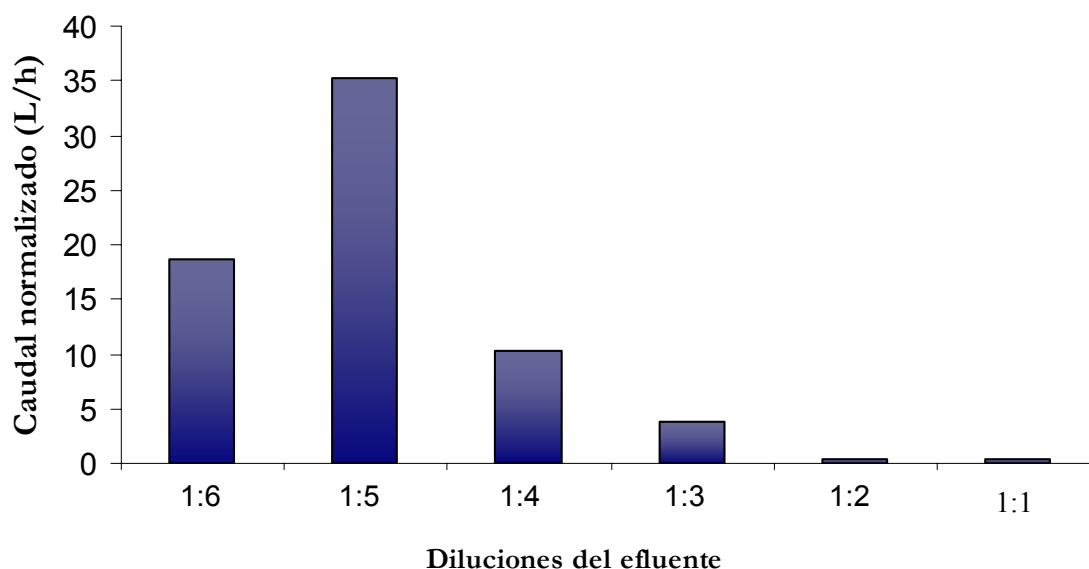


Figura 4.46. Diagrama de diferencia de caudal entre ensuciamiento con y sin desinfección en la fase estable de la membrana.

El ensuciamiento de la membrana de poliamida aromática es debido a un gradiente de concentración que tiene lugar en la capa activa de la membrana. Ya que el agua a tratar pasa continuamente a través de la capa activa, la cantidad de sólidos disueltos, coloides y microorganismos, que se van concentrando en la capa límite de la membrana hacen que el efecto de concentración de polarización sea cada vez mayor. Dentro de esta capa límite las sales pueden precipitar y los sólidos en suspensión pueden comenzar a depositarse tanto en la

superficie como dentro de los espaciadores, conduciendo así a un escalamiento del ensuciamiento.

La pérdida de rendimiento de las membranas empleadas en el tratamiento del efluente de la EDAR sin desinfectar se debe, entre otros motivos, a la formación de la biopelícula en la superficie de la membrana, como consecuencia del proceso de colonización de buena parte de la membrana por parte de microorganismos, lo que conduce a la acumulación de sustancias extracelulares y polisacáridos segregados por los microorganismos. Este material adhesivo de los polisacáridos puede actuar como trampa para las otras sustancias orgánicas y como fuente alimenticia para un crecimiento microbiológico adicional. Todo ésto hace que la velocidad de la corriente de rechazo en las proximidades de la membrana sea cada vez menor, favoreciendo que el crecimiento de la biopelícula sea aún más acelerado. Ésto es exactamente lo que demuestran las micrografías de las Figuras 4.47 y 4.48.

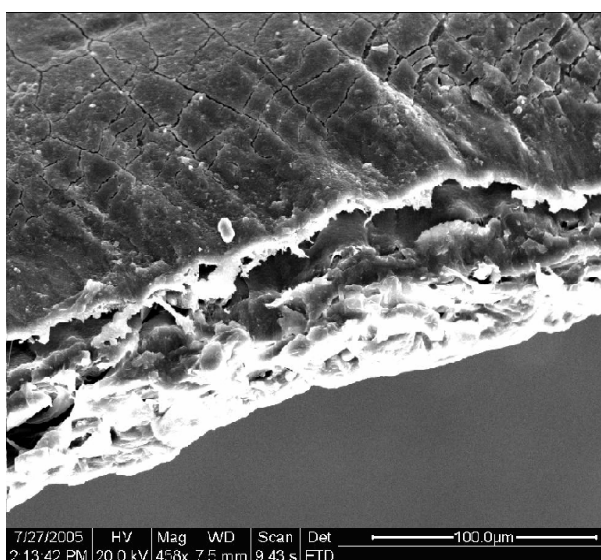


Figura 4.47. Micrografía de corte transversal de un trozo de membrana ensuciada con efluente desinfectado (X458)

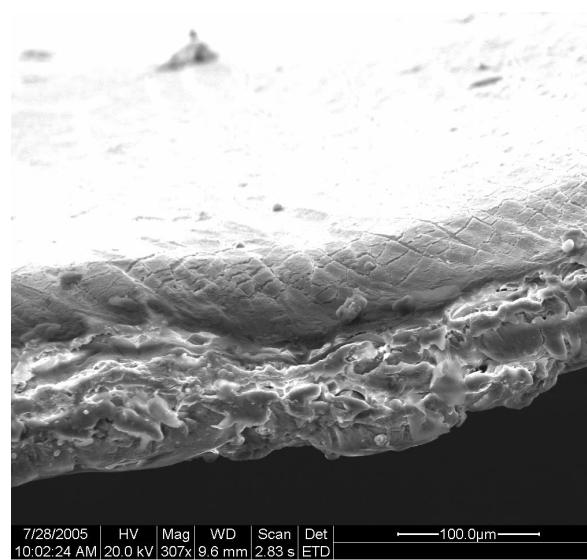


Figura 4.48. Micrografía de corte transversal de un trozo de membrana ensuciada con efluente sin desinfectar (X307)

En esta figura es fácil observar que la capa de fouling depositada en la membrana al emplear efluente sin desinfectar es mucho más gruesa que cuando se emplea efluente desinfectado. La membrana que aparece en la Figura 4.47 tiene un grosor de 3 micras mientras que la de la Figura 4.48 el grosor de la biopelícula alcanza las 60 micras.

Los microorganismos presentes en el agua de aporte afectan seriamente a la membrana ya que esto componentes pueden utilizar la materia orgánicos solubles como fuente de alimentación,

lo que hace que las bacterias se fijen aún más fuertemente, proliferando y colonizando el fouling y la superficie de la membrana.

La colonización de la membrana por los microorganismos hace que la velocidad de la corriente de rechazo en las proximidades de la membrana sea cada vez menor, favoreciendo que el crecimiento de la biopelícula sea aún mayor.

4.4. ESTUDIO DE LAS INTERACCIONES MEMBRANA-CONDICIONES HIDRODINÁMICAS DEL SISTEMA EN LAS CONDICIONES DE LABORATORIO

Para el estudio de las interacciones membrana-condiciones hidrodinámicas ha sido necesario estudiar el régimen del fluido dentro del sistema de celda Sepa CF y dentro del contenedor del elemento de membrana de tamaño 25x40 de las respectivas plantas pilotos, modificando para ello los caudales de entrada. Con ésto es posible actuar sobre la velocidad tangencial del fluido que controla, en parte, la tasa de deposición de material coloidal y precipitado sobre la membrana.

Los ensayos se realizaron en la Célula de flujo, la *Figura 3.1* y en la planta de configuración en espiral que aparece en la *Figura 3.5* de forma paralela. De esta manera se obtuvo la información necesaria para contrastar los resultados obtenidos en las dos configuraciones empleando la misma membrana, el mismo agua de aporte y las mismas condiciones de operación. Así, las diferencias encontradas han sido relacionadas directamente con las distintas condiciones hidrodinámicas que operan en ambas geometrías.

En este experimento se emplearon dos baterías de ensayos. En la primera de ellas se emplearon tres concentraciones de Aerosil, 12,5, 25 y 50 mg/L, mientras que en la segunda se utilizaron las mismas concentraciones, pero esta vez se les adicionó 1500 mg/L de sal cloruro sódico con el objetivo de estudiar el efecto que tiene la fuerza iónica sobre el comportamiento de los coloides.

Para llevar a cabo estos ensayos se utilizaron las mismas membranas empleadas en los ensayos anteriores (Hydranautics CPA2 25X40). Las diferentes disoluciones se hicieron recircular a través de la superficie de la membrana durante 450 horas en análogas condiciones de trabajo empleadas en los casos anteriores.

En cada ensayo se recogieron medidas de SDI de las dos plantas para evaluar el nivel del ensuciamiento que tenían las distintas concentraciones de Aerosil.

A continuación se presentan los resultados experimentales obtenidos en los diferentes ensayos realizados, así como la discusión de los aspectos más relevantes de los mismos.

4.4.1. ENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS CON AEROSIL

Como se ha comentado anteriormente, los ensayos consistían en hacer pasar las disoluciones con distintas concentraciones de Aerosil a través de las membranas durante 450 horas. Los ensayos se realizaron en las dos plantas pilotos y bajo las mismas condiciones de operación, y se efectuaron de forma paralela. De esta forma las condiciones hidrodinámicas serán las únicas diferencias existentes entre ambos ensayos.

✓ *Estudio de la evolución del flujo específico de las membranas.*

La *Figura 4.49* representa la evolución temporal de los flujos específicos de la membrana para los ensayos con Aerosil realizados en la planta piloto en la que las membranas están en una configuración plana.

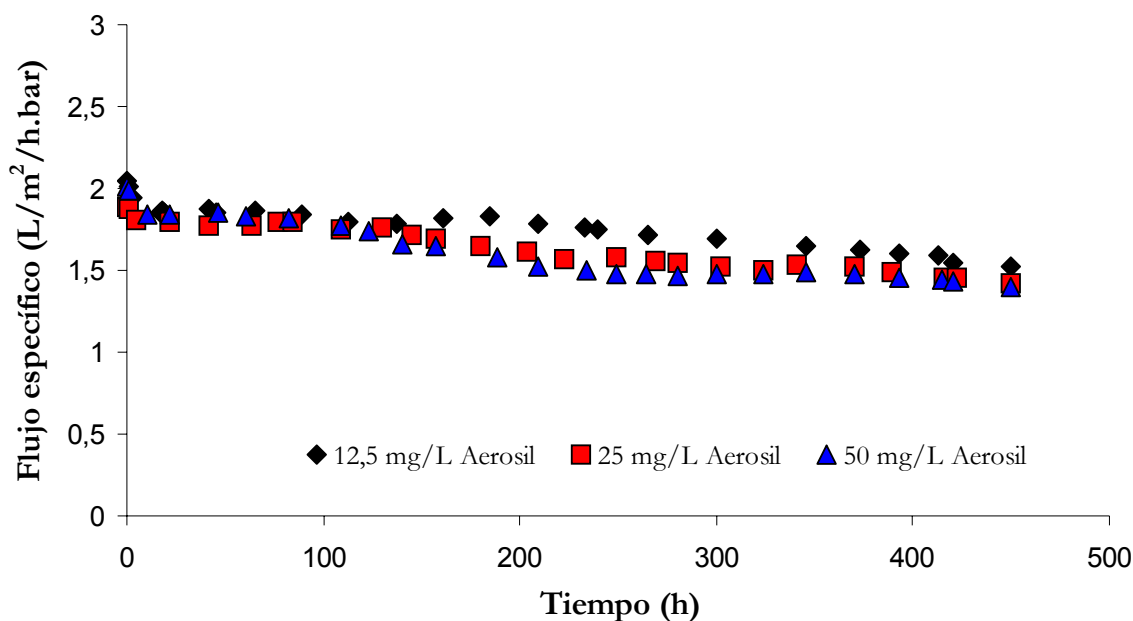


Figura 4.49. Evolución temporal del flujo específico en función de la concentración de Aerosil de las membranas en configuración plana.

Como se puede apreciar, todos los ensayos presentan la misma evolución. Tras 6 horas de la puesta en marcha de las planta pilotos, en todos los experimentos se produce la adaptación de las membranas a las nuevas condiciones, lo que se traduce en un descenso del flujo específico.

Concluido este periodo, se produjo la estabilización en la permeabilidad de las membranas que duró unas 90 horas. Durante el resto de los ensayos se produjo un descenso no muy acusado en los flujos específicos de las membranas que se corresponde con la fase de ensuciamiento de éstas.

La diferencia entre los resultados de los diferentes ensayos, es el grado de ensuciamiento que se consigue para cada concentración de Aerosil ya que, según la gráfica y como era de esperar, ha ido aumentando al aumentar la concentración de Aerosil en el agua de alimentación. Al emplear 12,5, 25 y 50 mg/L de Aerosil la membrana pierde el 16,48%, 19,32% y 20,45% de su permeabilidad respectivamente, en el mismo intervalo de tiempo (450 horas). La causa de este incremento en el ensuciamiento puede ser consecuencia del efecto que ejercen tanto el aumento de la concentración de los coloides en el agua de alimentación, como la disminución que se produce en el flujo tangencial sobre la membrana como consecuencia de la deposición de materiales, conllevando estos dos fenómenos un aumento en el espesor de la capa límite y, en consecuencia, una mayor probabilidad de adhesión y deposición de coloides sobre la misma. Este comportamiento puede estar relacionado con la configuración en la que se encuentra la membrana, ya que depende de éstas configuraciones, pueden cambiar las fuerzas hidrodinámicas que intervienen en el paso del agua a través de ésta.

La *Figura 4.50* representa la evolución temporal de los flujos específicos de la membrana para los ensayos de Aerosil realizados en la planta piloto, en la que las membranas están en configuración espiral.

Se puede apreciar como en todos los ensayos se reproduce el mismo comportamiento. En todos se produce en primer lugar la adaptación de la membrana a las nuevas condiciones, que dura unas 40 horas desde el momento de la puesta en marcha de la planta piloto. Después, se produce una fase de estabilidad en la permeabilidad de la membrana que dura unas 50 horas y durante el resto de los ensayos se produce un descenso muy ligero en el flujo específico de la membrana que se traduce en la fase de ensuciamiento que ha sido muy suave. En general y, a diferencia de los ensayos en célula de flujo, no se notan grandes diferencias de ensuciamiento con las distintas concentraciones de Aerosil. Las membranas perdieron un 5,71%, 8,49% y 9,13% de permeabilidad para concentraciones de Aerosil de 12,5, 25 y 50 mg/L respectivamente.

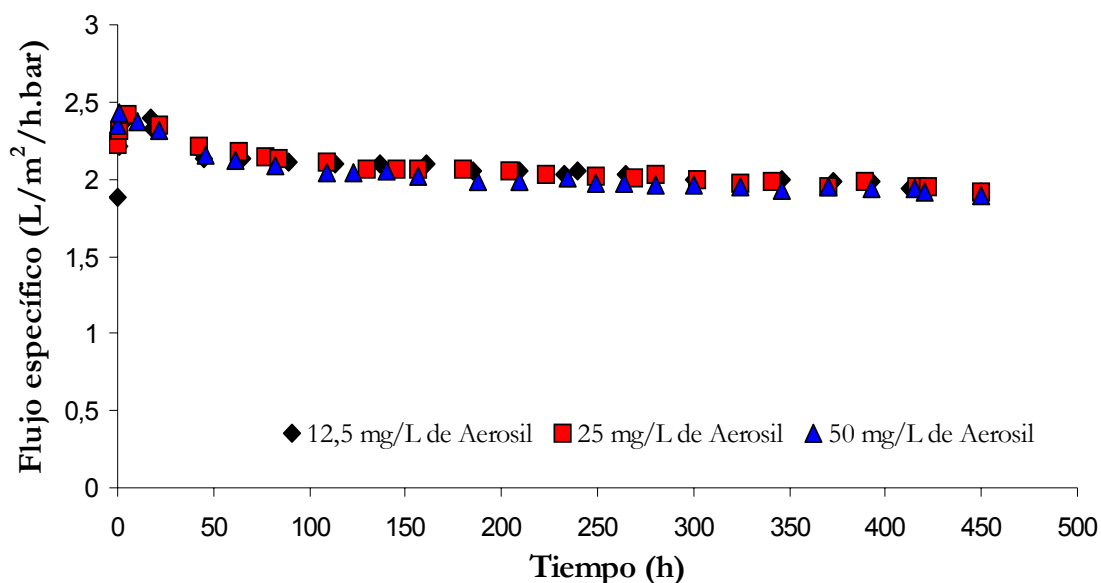


Figura 4.50. Evolución temporal del flujo normalizado en función de la concentración de Aerosil de las membranas en configuración espiral.

En base a estos datos y los del ensayo anterior (Figura 4.45), se puede deducir que la configuración de la membrana va a influir sobre su comportamiento. Esta influencia se puede manifestar de dos formas diferentes. Por un lado en una acción directa sobre el paso de agua a través de la membrana, y por otro lado en una mayor o menor tendencia a la deposición de las partículas sobre su superficie y, por siguiente, una mayor facilidad al ensuciamiento.

Como se comentó anteriormente, durante el ensuciamiento de las membranas existe un flujo convectivo hacia la membrana. Ésto hace que la concentración del Aerosil en la superficie de la membrana sea demasiado alta, lo que conlleva a la saturación de la solución coloidal sobre la membrana y se vuelve insoluble en las proximidades de la capa activa. Por lo tanto, las partículas coloidales tienden a coagularse formando flóculos en las proximidades de la superficie de las membranas.

De igual manera, cuanto más aumenta la concentración de Aerosil en la solución, más rápido se insolubiliza el coloide y, por lo tanto, más rápido se deposita en la capa activa de la membrana. Esta cadena de procesos de ensuciamiento no depende solamente de las características del agua a tratar (carga coloidal en la solución de aporte, carga iónica, etc.) o de las características de la membrana (mayor o menor rugosidad, grosor de la capa activa, etc.), sino que también depende de un conjunto de factores que se pueden agrupar bajo el epígrafe “**condiciones hidrodinámicas de operación del sistema**” en el que se encuentran incluidos

la velocidad de la corriente de rechazo, la configuración en la que se encuentra la membrana (plana o espiral ya que dependiendo de ella así será el flujo de permeado), presión de operación, de la configuración del espaciador...etc.

Las Figuras 4.51, 4.52, 4.53, 4.54, 4.55 y 4.56 representan los resultados obtenidos en los ensayos de ensuciamiento realizados con diferentes concentraciones de Aerosil y en otros con las mismas concentraciones de Aerosil más 1500 mg/L de la sal cloruro sódico. Los resultados en esta batería de experimentos se han expresado en unidades de flujo específico en el que se incluye la presión de operación ($L/m^2/h.bar$), ya que, cambiando este parámetro pueden cambiar las condiciones hidrodinámicas en el sistema de membranas. En estos experimentos se emplearon las membranas en configuración plana y espiral. En ellos se puede ver como cambia la permeabilidad de la membrana al cambiar la configuración de ésta empleando las mismas concentraciones de Aerosil.

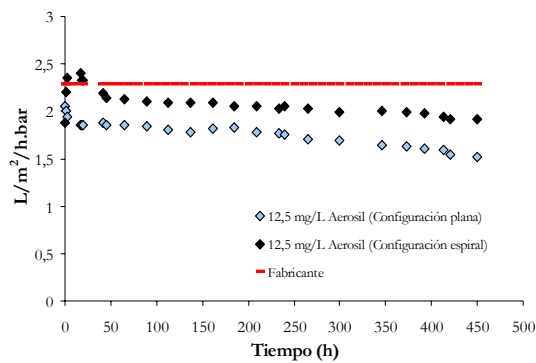


Figura 4.51. Comparación entre flujos específicos de las membranas plana y espiral ensuciadas con 12,5 mg/L de Aerosil.

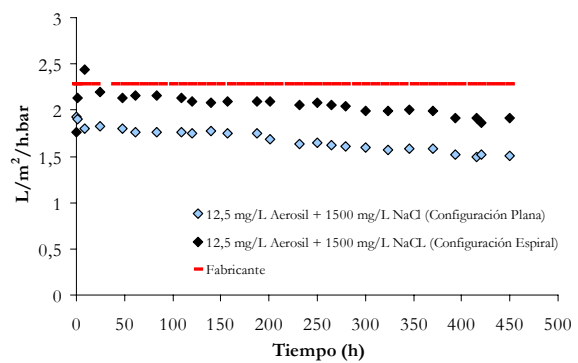


Figura 4.52. Comparación entre flujos específicos de las membranas plana y espiral ensuciadas con 12,5 mg/L de Aerosil 1500 mg/L de NaCl.

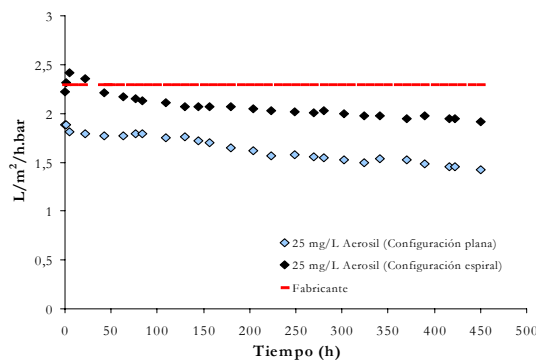


Figura 4.53. Comparación entre flujos específicos de las membranas plana y espiral ensuciadas con 25 mg/L de Aerosil.

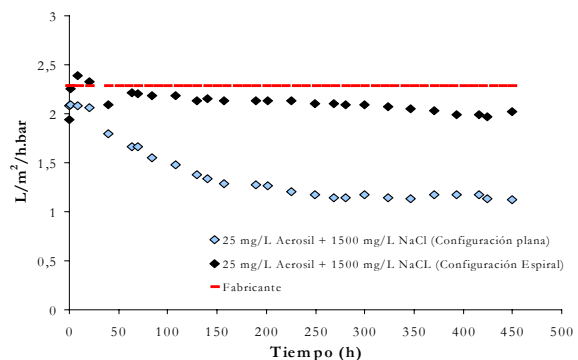


Figura 4.54. Comparación entre flujos específicos de las membranas plana y espiral ensuciadas con 25 mg/L de Aerosil 1500 mg/L de NaCl.

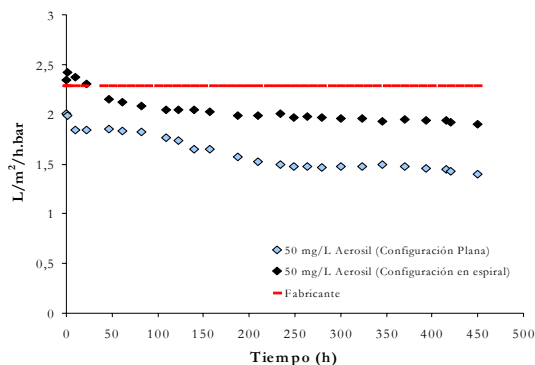


Figura 4.55. Comparación entre flujos específicos de las membranas plana y espiral ensuciadas con 50 mg/L de Aerosil.

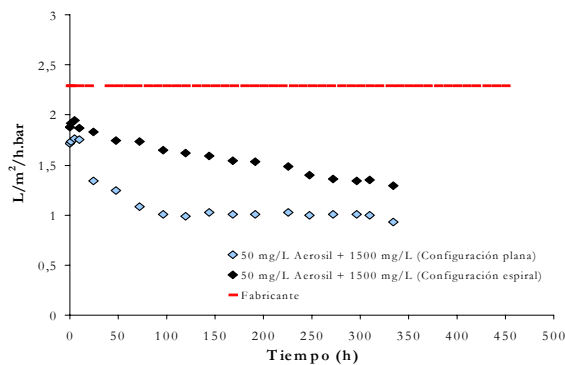


Figura 4.56. Comparación entre flujos específicos de las membranas plana y espiral ensuciadas con 50 mg/L de Aerosil 1500 mg/L de NaCl.

En los ensayos sin cloruro sódico (Figuras 4.51, 4.53 y 4.55) si usamos como referencia de la permeabilidad de la membrana los datos facilitados por el fabricante, la membrana en configuración espiral perdió un 10,9%, 12,2% y 13,9% de su permeabilidad al emplear sucesivamente 12,5, 25 y 50 mg/L de Aerosil. Para la membrana en configuración plana y para las mismas concentraciones de Aerosil, las pérdidas fueron del 23,5% 31,4% y 35,8% de su flujo de permeado respectivamente. A partir de estos resultados y en la Figura 4.53, se representan los porcentajes de pérdida de flujo en función de la configuración de las membranas para todas las concentraciones de Aerosil empleadas. Estos valores se corresponden a 250 horas de funcionamiento, ya que tras 250 horas de operación todas las membranas se encuentran en la fase de ensuciamiento, y de esta manera se puede hacer una comparación sobre las pérdidas de permeabilidades de las membranas en un mismo tiempo y para todas las membranas.

En el histograma de la Figura 4.57 se observa como en las membranas de configuración plana la pérdida de flujo es mucho más acusada que en el caso de las membranas en configuración espiral, independientemente de las concentraciones del coloide en el agua de aporte. Por otro lado, a medida que va aumentando el contenido en material coloidal la diferencia de la pérdida de permeabilidad es más acusada, llegando a alcanzar 12,6, 19,2 y 21,8% en los ensayos con 12,5, 25 y 50 mg/L de Aerosol, respectivamente. Ésto puede ser debido a que las membranas en configuración plana tienen una cierta tendencia al ensuciamiento, por lo que se puede pensar que ésta configuración favorece la deposición de coloides en la superficie de las membranas. Todos estos datos indican que la configuración de la membrana ejerce un efecto muy significativo sobre el rendimiento de la misma.

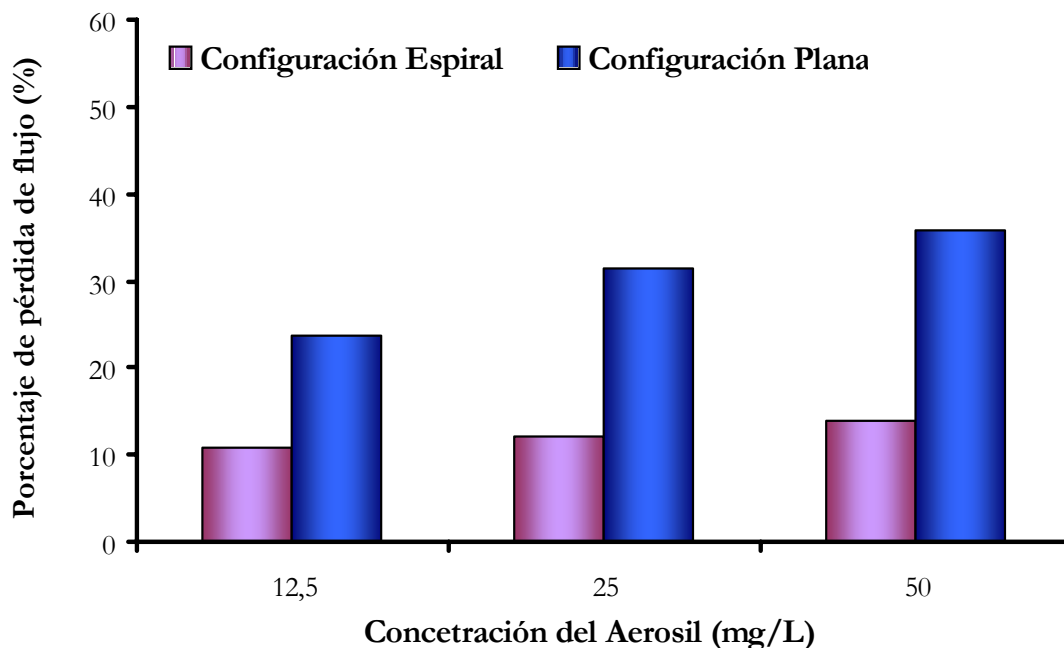


Figura 4.57. Comparación de pérdida de flujo de las membranas plana y espiral en función de las concentraciones de Aerosil.

En las Figuras 4.52, 4.54 y 4.56 se recoge la evolución temporal del flujo específico en función de la configuración de la membrana, para las diferentes concentraciones de Aerosil y en la presencia de cloruro sódico. Los resultados muestran la misma tendencia que en las gráficas anteriores (Figuras 4.51, 4.53 y 4.55): Además, y para todos los casos, para las membranas en configuración plana los flujos específicos son inferiores a los obtenidos con las membranas espirales.

Del mismo modo, y tomando como referencia los valores de producción de las membranas a los aportados por el fabricante, se observa que la membrana en configuración plana perdió un 18,77, 40,61 y 13,97% más que las membranas en configuración espiral para las concentraciones 12,5, 25 y 50 mg/L de Aerosil con sal, respectivamente.

La Figura 4.58 representa los porcentajes de pérdida de flujo en función de la configuración de las membranas para todas las concentraciones de Aerosil empleadas. Estos valores se han recogido tras 250 horas de funcionamiento de la planta.

Se puede apreciar en la citada figura que para los ensayos con las membranas en espiral la pérdida de flujo es menos acusada que en el caso de las membranas en configuración plana, llegando a alcanzar esta diferencia un 18,7, 40,6 y 13,9% para ensayos con 12,5, 25 y 50 mg/L

de Aerosil con sal respectivamente. Estos datos pueden contribuir a la hipótesis de que las membranas con configuración plana tienen una mayor tendencia al ensuciamiento, y favorecen la deposición de coloides en la superficie de éstas.

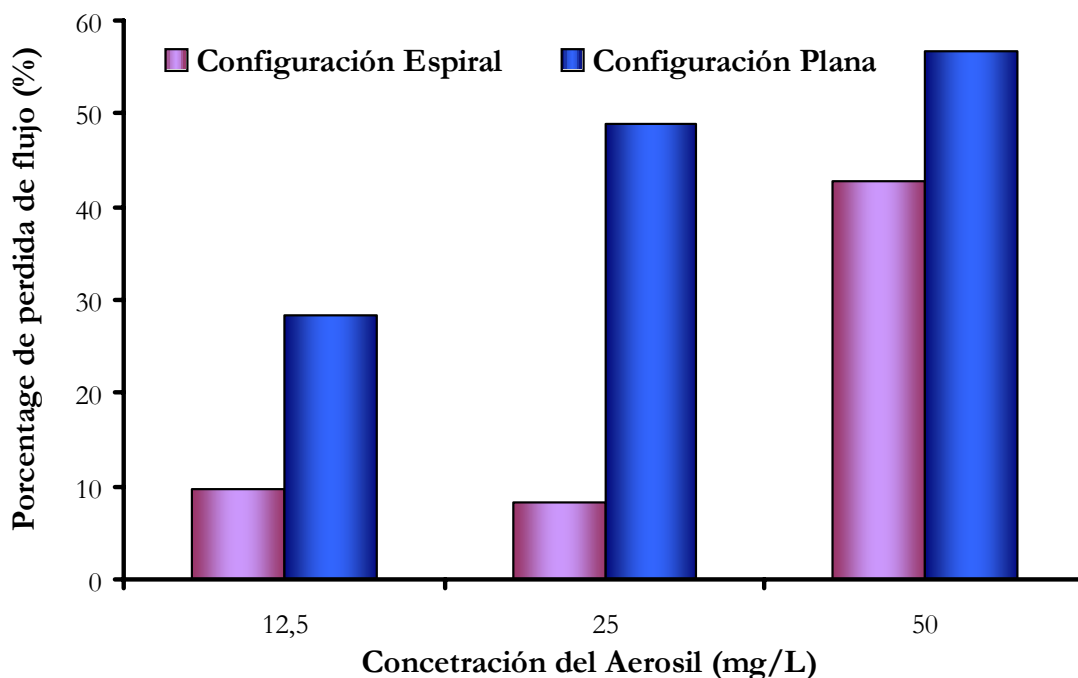


Figura 4.58. Comparación de pérdida de flujos de las membranas plana y espiral en función de las concentraciones de Aerosil y 1500 mg/L de NaCl.

También se puede observar cómo cambia el comportamiento de la disolución de Aerosil frente a la membrana al variar la carga iónica de la disolución. El aumento de la fuerza iónica de la disolución hace que la capa de Stern de los coloides disminuye y en parte se neutralice lo que conduce a la deposición coloidal sobre la membrana. Todos estos datos indican que la configuración de la membrana y la carga iónica de la solución ejercen efectos muy significativos sobre la producción y el comportamiento de las membranas compuestas de poliamida aromática.

Para entender bien los mecanismos que intervienen en la deposición de coloides sobre las membranas de ambas plantas pilotos, es necesario estudiar las condiciones hidrodinámicas que tienen lugar a nivel de la capa activa de las membranas en cada contenedor. Por eso, y en primer lugar, hay que conocer la naturaleza del flujo en las proximidades de la membrana.

✓ *Calculo del número de Reynolds*

Uno de los parámetros que pueden facilitar esta información es el *número de Reynolds* que es una medida con la que se calcula el flujo en las proximidades de la membrana. Este parámetro adimensional viene dado por la expresión

$$Re = \rho \cdot v \cdot d_b / \mu \quad [4.3]$$

Donde:

- v : velocidad promedio del fluido.
- d_b : diámetro hidráulico.
- ρ : densidad de la solución.
- μ : viscosidad dinámica del fluido a temperatura ambiente de 30°C.

Si el número de Reynolds del fluido se encuentra en un rango menor de 2000 el flujo es laminar, si se encuentra entre 2000 y 4000 el flujo es de transición y si el número es mayor de 4000 el flujo es turbulento.

Otro de los parámetros importantes a conocer es la porosidad del espaciador de alimentación-rechazo $\overset{\circ}{a}$, que es la que determina la sección efectiva A_{eff} del ancho del canal de alimentación-rechazo de cada sobre de un elemento enrollado en espiral.

La sección efectiva A_{eff} , viene dada por la ecuación (Palacios, 2000):

$$A_{eff} = b \cdot h_c \cdot \overset{\circ}{a} \quad [4.4]$$

Donde:

- b : ancho del canal (m).
- h_c : altura del canal (m).
- $\overset{\circ}{a}$: porosidad del espaciador de alimentación- rechazo.

La velocidad efectiva en el canal de alimentación-rechazo se puede calcular a partir del caudal de alimentación (Qa) del elemento, según se expone a continuación:

$$v = v_{eff} = Qa / A_{eff} \quad [4.5]$$

El problema reside en calcular minuciosamente el valor de α , para lo cual hay que conocer las características geométricas del espaciador. La porosidad se puede expresar como:

$$\alpha = Volumen\ vacio / Volumen\ total = (V_{tot} - V_{sp}) / V_{tot} \quad [4.6]$$

Donde:

- V_{tot} : volumen total del canal (m^3).
- V_{sp} : volumen del espaciador (m^3).

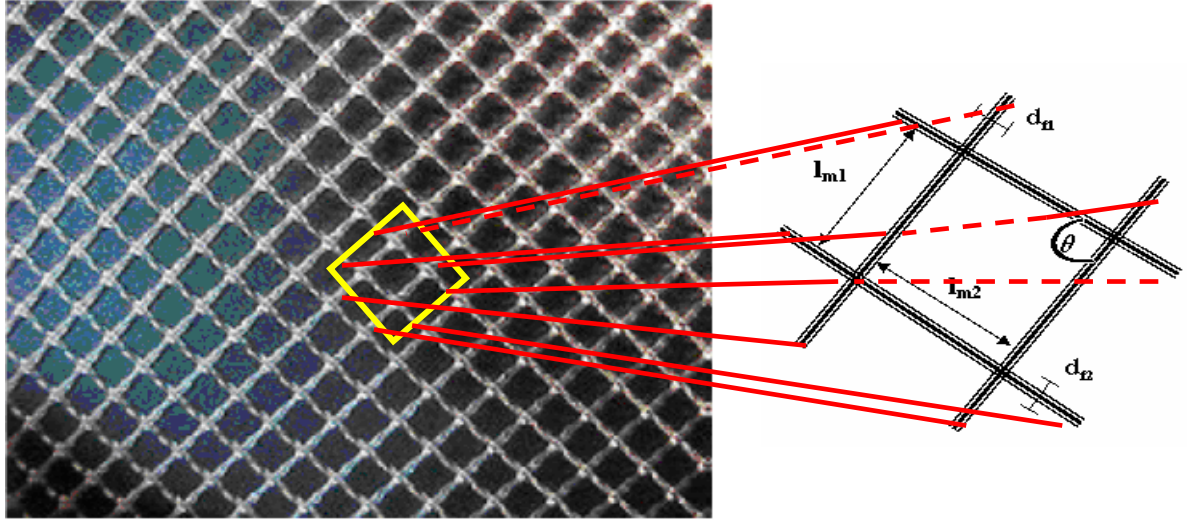


Figura 4.59. Fotografía y esquema de la malla del espaciador empleada en los ensayos.

Si atendemos a la Figura 4.59, el volumen del espaciador puede expresarse como sigue:

$$V_{sp} = (d_{f1}^2 l_{m2} + d_{f2}^2 l_{m1}) \cdot \pi / 4 \quad [4.7]$$

Ya que en nuestro caso el grosor de los hilos del espaciado es el mismo y la forma de las mallas son cuadradas:

$$d_{f1} = d_{f2} \quad ; \quad l_{m1} = l_{m2} \quad [4.8]$$

lo que hace que la ecuación [4.7] se convierta en :

$$V_{sp} = d_f^2 l_m \cdot \pi / 2 \quad [4.9]$$

Por su parte el volumen total del espaciador se expresa como:

$$V_{tot} = S_{mesh} \cdot h_{sp} \quad [4.10]$$

Donde:

- S_{mesh} : superficie de la malla del espaciador (m^2).
- h_{sp} : espesor del espaciador (m).

Como el espaciador es cuadrado:

$$S_{mesh} = l_m^2 \cdot \text{Sen} \theta \quad [4.11]$$

$$\theta = 90^\circ \rightarrow \text{Sen} \theta = 1$$

La superficie de la malla del espaciador sería:

$$S_{mesh} = l_m^2 \cdot \text{Sen} \theta = l_m^2$$

Por lo tanto el volumen total del espaciador sería:

$$V_{tot} = l_m^2 \cdot h_{sp} \quad [4.12]$$

Sustituyendo [4.9] y [4.12] en la ecuación de la porosidad [4.6] llegamos a la siguiente ecuación:

$$\alpha = 1 - (\pi \cdot d_f^2 / 2 \cdot l_m \cdot h_{sp}) \quad [4.13]$$

Conociendo el valor de α podemos calcular el diámetro hidráulico dh y el *número Reynolds* como sigue:

Diámetro hidráulico:

$$dh = 4 \text{ Volumen libre del canal de aporte} / \text{Superficie mojada} \quad [4.14]$$

por lo tanto

$$dh = 4 (V_{tot} - V_{sp}) / (S_{FC} - S_{sp}) \quad [4.15]$$

con:

- S_{FC} : superficie mojada del canal (m²).
- S_{sp} : superficie mojada por el espaciador (m²).

Puesto que $\alpha = 1 - V_{sp} / V_{tot}$ y la superficie específica del espaciador ($S_{v,sp}$) puede expresarse como:

$$S_{v,sp} = S_{sp} / V_{sp} \text{ (m}^{-1}\text{)}$$

el diámetro hidráulico vendrá dado por la ecuación:

$$dh = 4 \cdot \alpha / [(2 / h_{sp}) + (1 - \alpha) S_{v,sp}] \quad [4.16]$$

Número de Reynolds:

Combinando las ecuaciones [4.3], [4.4] y [4.5] el *número de Reynolds* estaría determinado por la ecuación siguiente:

$$Re = \rho \cdot Q \cdot a \cdot dh / \mu \cdot b \cdot hc \cdot \alpha \quad [4.17]$$

Por lo tanto, para las distintas configuraciones de membranas el *número de Reynolds* sería:

En el caso de la membrana espiral:

$$Re_E = \rho \cdot Q_{a_E} \cdot db / \mu \cdot b_E \cdot hc_E \cdot \dot{a} \quad [4.18]$$

En el caso de la membrana plana:

$$Re_P = \rho \cdot Q_{a_P} \cdot db / \mu \cdot b_P \cdot hc_P \cdot \dot{a} \quad [4.19]$$

Los ensayos de esta batería se realizaron en paralelo con las mismas concentraciones de Aerosil, por lo que las disoluciones en las dos plantas van a tener la misma densidad y también viscosidades similares.

Por otro lado, la porosidad y el diámetro hidráulico son propiedades específicas del espaciador, y dado que se utilizó el mismo espaciador, estos dos parámetros van a ser iguales en una planta y otra. Despejando la porosidad en las ecuaciones [4.18] y [4.19] e igualando los términos se llega a la siguiente igualdad.

$$Re_E \cdot b_E \cdot hc_E / Q_{a_E} = Re_P \cdot b_P \cdot hc_P / Q_{a_P} \quad [4.20]$$

Por consiguiente, el *número Reynolds* de la membrana espiral sería:

$$Re_E = Re_P \cdot Q_{a_E} \cdot b_P \cdot hc_P / Q_{a_P} \cdot b_E \cdot hc_E \quad [4.21]$$

Si reunimos los términos $\frac{Q_{a_E} \cdot b_P \cdot hc_P}{Q_{a_P} \cdot b_E \cdot hc_E}$ en una constante K, se obtiene la siguiente ecuación [4. 22]:

$$Re_E = K \cdot Re_P \quad [4.22]$$

✓ **Cálculos numéricos.**

Dado que los ensayos se han realizado en las mismas condiciones de operación y también con el mismo espaciador, la única diferencia es la configuración en el que se encuentra la membrana. En las Figuras 4.60 y 4.61 se representan esquemáticamente las membranas utilizadas en su configuración.

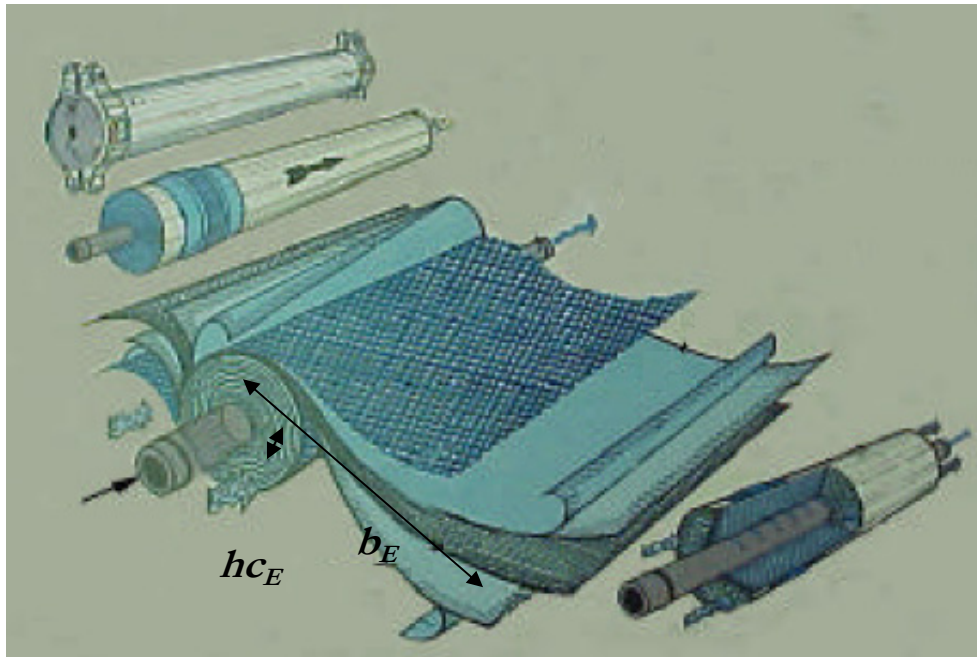


Figura 4.60. Esquema del sistema de membrana espiral.

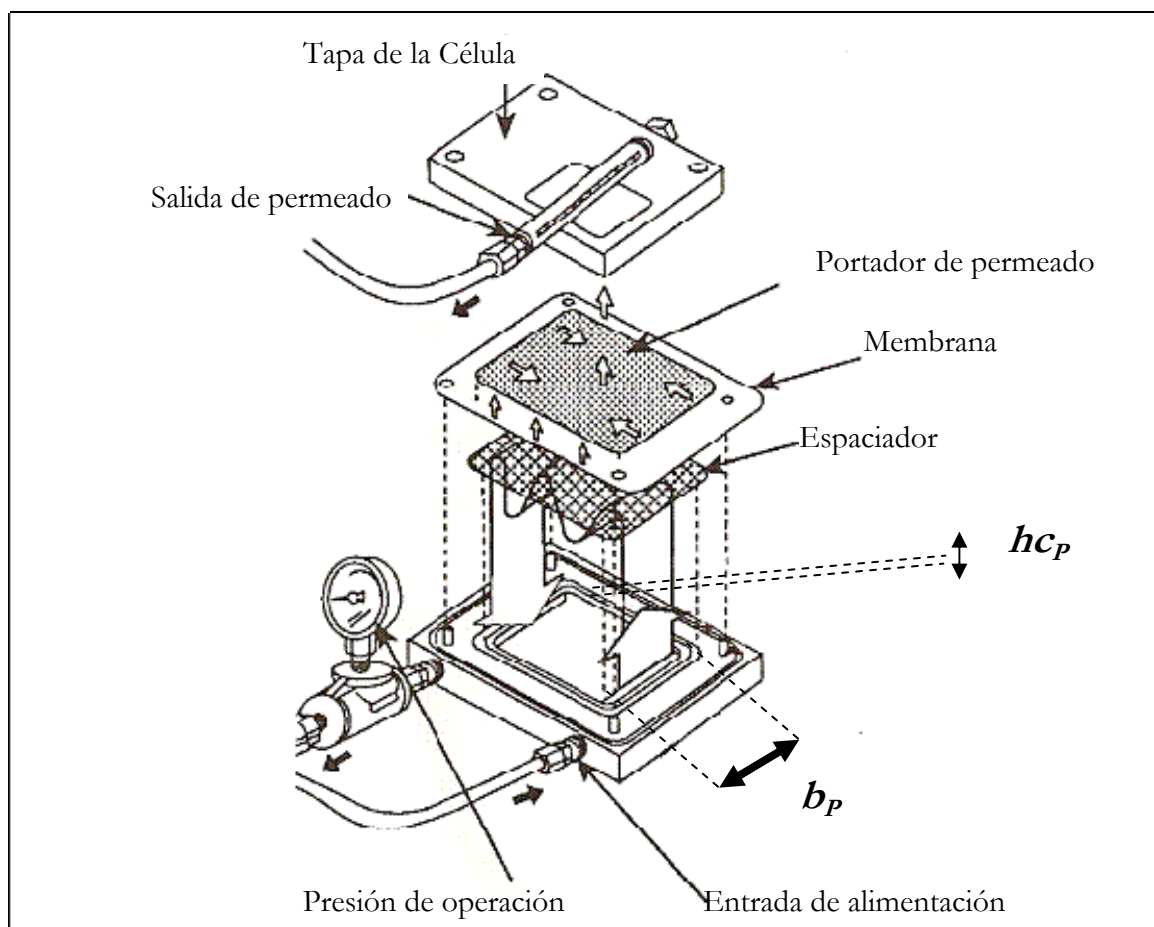


Figura 4.61. Esquema del sistema de membrana plana (célula de flujo).

En la *Tabla 4.8* vienen recogidos los valores de los parámetros de diseño de cada configuración, suministradas por el fabricante.

Tabla 4.8. *Parámetros de diseño.*

Membrana plana	Membrana espiral	Espaciador	Otros
$b_p = 0,095 \text{ (m)}$	$b_E = 1,3 \text{ (m)}$	$l_m = 2,2 \cdot 10^{-3} \text{ (m)}$	$\rho = 0,998 \text{ kg/L}$
$Qa_p = 0,0213 \text{ (L/s)}$	$Qa_E = 0,258 \text{ (L/s)}$	$d = 4 \cdot 10^{-4} \text{ (m)}$	$\mu = 1 \cdot 10^{-3} \text{ (Kg/m.s)}$
$hc_p = 0,0018 \text{ (m)}$	$hc_E = 8 \cdot 10^{-4} \text{ (m)}$	$hc = 8 \cdot 10^{-4} \text{ (m)}$	



Cálculo de la porosidad \dot{a} :

Según la ecuación [4.13], la porosidad venía dada por:

$$\dot{a} = 1 - (\pi \cdot d^2 / 2 \cdot l_m \cdot hsp)$$

y teniendo en cuenta los valores de la *Tabla 4.8*

$$\dot{a} = 1 - (3,14 \cdot (0,0004)^2 / 2 \cdot 0,0022 \cdot 0,0008)$$

por lo tanto

$$\dot{a} = 0,8571$$

El valor de la porosidad suele oscilar entre 0,8 y 0,95, dependiendo de la geometría del espaciador utilizado (*Palacios, 2000*).



Cálculo del diámetro hidráulico para las configuración en espiral (dh_E) y plana (dh_p):

Calculo de la superficie específica del espaciador $S_{v,sp}$.

$$S_{v,sp} = S_{sp} / V_{sp}$$

$$S_{sp} = 2\pi \cdot r \cdot l_m \rightarrow S_{sp} = \pi \cdot d \cdot l_m$$

Por otro lado

$$V_{sp} = d^2 \cdot l_m \cdot \pi / 2$$

por lo que la superficie específica sería:

$$S_{v,sp} = 2 / d$$

Aplicación numérica

$$S_{v,sp} = 2 / 0,0004$$

$$S_{v,sp} = 5000$$


el diámetro hidráulico sería según la expresión [4.16]:

$$dh = 4 \cdot \dot{a} / [(2 / h_{sp}) + (1 - \dot{a}) S_{v,sp}]$$

Aplicación numérica $dh = (4 \cdot 0,857) / [(2 / 0,0008) + (1 - 0,857) 5000]$

por lo tanto

$$dh = 1,066 \cdot 10^{-3}$$

 **Cálculo del número Reynolds para las membranas de configuración espiral (Re_E) y plana (Re_p):**

Para la membrana espiral:

$$Re_E = \rho \cdot Q_{a_E} \cdot dh / \mu \cdot b_E \cdot h_{c_E} \cdot \dot{a}$$

Aplicación numérica

$$Re_E = \frac{0,998 \cdot 0,258 \cdot 0,0008722}{0,001,1,3 \cdot 0,0008 \cdot 0,857}$$

por lo tanto

$$Re_E = 308$$

Para la membrana plana:

$$Re_p = \rho \cdot Q_{a_p} \cdot db / \mu \cdot b_p \cdot hc_p \cdot \dot{a}$$

Aplicación numérica

$$Re_p = \frac{0,998 \cdot 0,0214 \cdot 0,0008722}{0,001 \cdot 0,095 \cdot 0,0018 \cdot 0,857}$$

por lo tanto

$$Re_E = 155$$

Como se ha comentado, el *número de Reynolds* permite predecir el carácter turbulento o laminar en los fluidos. Si este *número* es menor de 2000 el flujo será laminar y si es mayor de 4000 el flujo será turbulento.

Según se refleja en los resultados de los cálculos matemáticos realizados, los valores del *número Reynolds* en las dos plantas piloto son muy bajos, por lo que el fluido circula a través de la membrana en régimen laminar. No obstante, el valor que obtiene este parámetro en el sistema en configuración espiral es dos veces mayor que el obtenido en el sistema de membrana con configuración plana, y por lo tanto 1,98 veces más agitado.

Teniendo en cuenta ésto, es posible que las diferencias obtenidas en los resultados de ensuciamiento en ambos sistemas de membranas (*Figuras 4.57 y 4.58*) se deban a la diferencia en el régimen del flujo en las inmediaciones de la membrana, ya que a un *número Reynolds* más bajo el flujo es más laminar.

Volviendo a las ecuaciones [4.16] y [4.17] para el cálculo del diámetro hidráulico y el número de Reynolds respectivamente, las diferencias se establecen en el caudal de alimentación Q_a , en el ancho del canal b y en la altura del canal h_c . La diferencia en el caudal de aporte está relacionado con la diferencia de superficies efectivas de las membranas empleadas, tal como viene reflejado con detalle en el apartado 4.1.2. La única diferencia sistemática que existe entre ambos sistemas es la altura del canal de alimentación-rechazo. En la membrana en

configuración espiral la altura del canal es proporcional al grosor del espaciador ya que éste separa las dos hojas de membrana que forman el sobre. En la membrana en configuración plana la altura del canal no es proporcional al espaciador sino que depende realmente del diseño del contenedor que, en nuestro caso, es la célula de flujo. Según los sistemas utilizados en nuestros ensayos y como lo muestra la *Tabla 4.8* el espesor del espaciador es 0,8 mm para la configuración espiral mientras que la altura del canal alcanza los 1,8 mm para la configuración plana, por lo tanto hay una altura de 1 mm en la que no se encuentra el espaciador.

El objetivo de colocar el espaciador en la superficie de la membrana es provocar un flujo turbulento para minimizar la deposición de partículas en la capa activa. La ausencia del espaciador en un volumen del canal de alimentación-rechazo disminuye la turbulencia y por lo tanto aumenta la tendencia de deposición de partículas coloidales en las inmediaciones de la membrana, según lo muestran las *Figuras 4.62 y 4.63*.

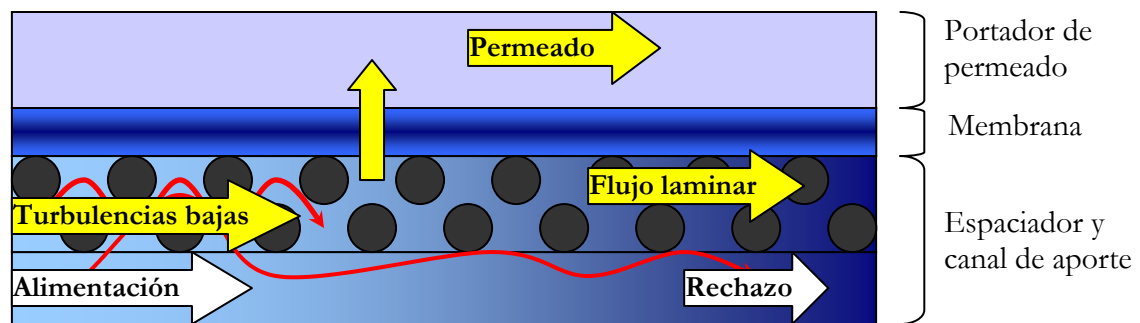


Figura 4.62. Esquema de corte transversal del sistema de membrana plana en la célula de flujo.

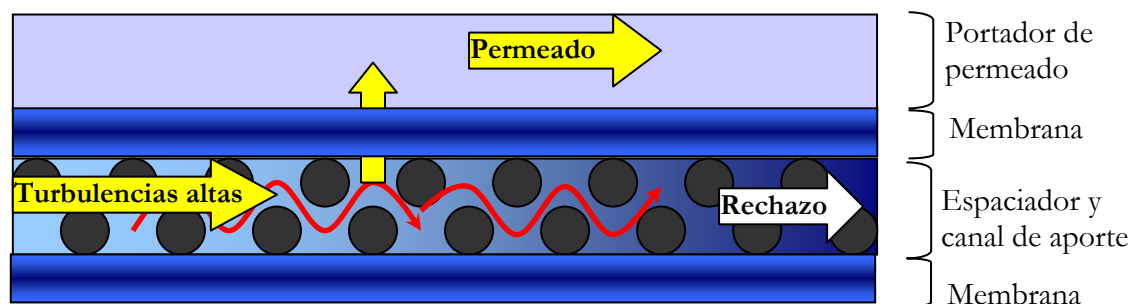


Figura 4.63. Esquema de corte transversal del sistema de membrana espiral.

Después de cada ensayo se realizaba una autopsia a las membranas con el objetivo de observar el depósito de la sílice coloidal a nivel microscópico en ambos tipos de configuraciones.

Durante la observación se recogieron micrografías que nos permitían sacar conclusiones acerca de la naturaleza del flujo de cada membrana.

A continuación se muestran algunas fotografías representativas de la observación microscópica.

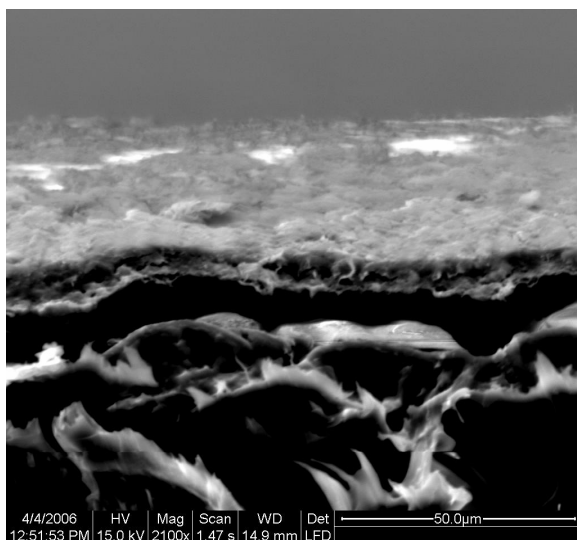


Figura 4.64. Micrografía del corte transversal de la membrana en configuración espiral (12,5 mg/L Aerosil y 1,5g/L NaCl).

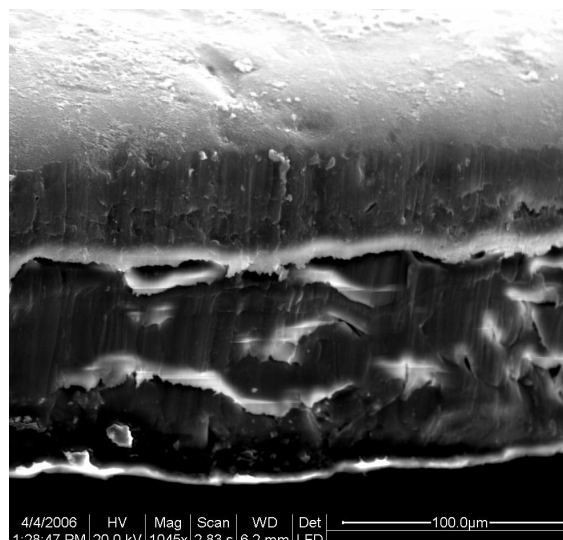


Figura 4.65. Micrografía del corte transversal de la membrana en configuración plana (12,5 mg/L Aerosil y 1,5g/L NaCl).

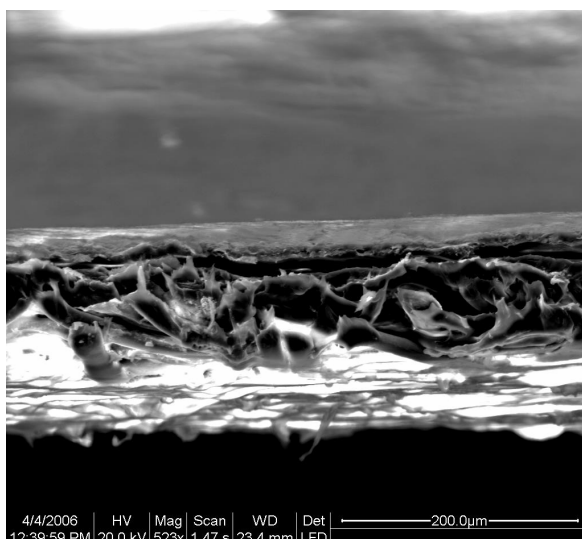


Figura 4.66. Micrografía del corte transversal de la membrana en configuración espiral (25 mg/L Aerosil y 1,5g/L NaCl).

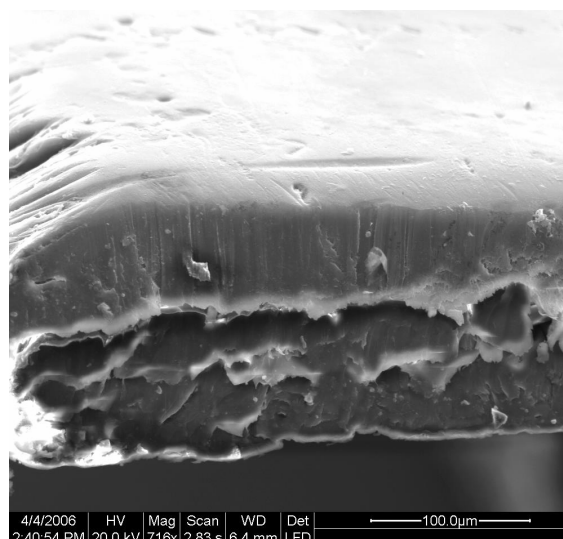


Figura 4.67. Micrografía del corte transversal de la membrana en configuración plana (25 mg/L Aerosil y 1,5g/L NaCl).

Las micrografías realizadas al corte transversal muestran que, en todos los casos, el grosor de la capa de sílice depositado en las membranas espirales ha sido menor comparándolo con el depositado en la membrana plana. Para la concentración de 12,5 mg/L de Aerosil con 1500 mg/L de la sal cloruro sódico el grosor de la película era unos 3 micrómetros, mientras que este valor alcanzó unos 46 micrómetros en la membrana plana (*Figura 4.64 y Figura 4.65*). En el ensayo con 25 mg/L de Aerosil y 1500 mg/L de NaCl se originó una capa de unos 3 micrómetros en la membrana espiral y unos 54 micrómetros en la membrana plana (*Figura 4.66 y Figura 4.67*).

Este comportamiento puede observarse también en las *Figuras de 4.68 y 4.69* para 50 mg/L de Aerosil con 1500 mg/L de NaCl. En este caso, el espesor de capa de sílice en la superficie de la membrana aumenta a medida que va aumentando la concentración del coloide en el agua de alimentación, llegando a alcanzar unos 70 y 3 micrómetros para la membrana plana y espiral, respectivamente.

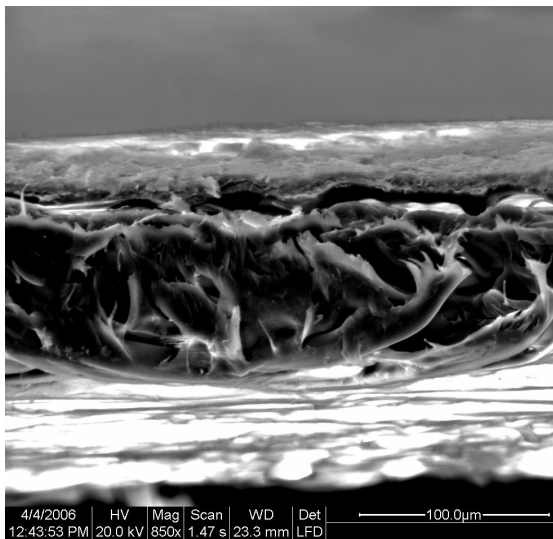


Figura 4.68. Micrografía del corte transversal de la membrana espiral (50 mg/L Aerosil y 1,5g/L NaCl).

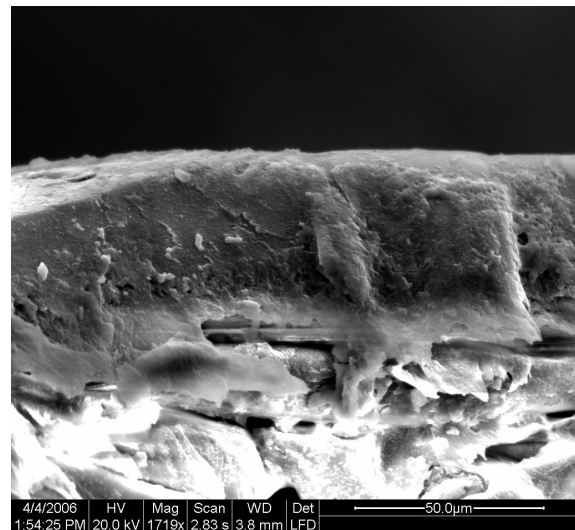


Figura 4.69. Micrografía del corte transversal de la membrana plana (50 mg/L Aerosil y 1,5g/L NaCl).

Las diferencias en el grosor de la película de la figuras pueden explicarse en base a los valores del *número de Reynolds* para cada sistema de membranas. En el caso de la membrana plana el *número de Reynolds* era 155, lo que indica que el flujo era laminar. La ausencia de turbulencias en las proximidades de la membrana hizo que la deposición de los coloides fuese muy acelerada, por lo tanto en poco tiempo la sílice llegó a ocupar la totalidad de la superficie de la membrana

complicando el paso del agua a su través y explicando así, la rápida pérdida de los flujos tal y como lo muestran las Figuras 4.52, 4.54, y 4.56.

Para la membrana espiral el valor del *número de Reynolds* era 308. Esto indica que, al igual que en la membrana plana, el flujo era laminar y aunque en este caso *número de Reynolds* era casi el doble que en el caso anterior el flujo era menos laminar. Esta diferencia hizo que el flujo no fuera tan laminar en las proximidades de la membrana y la deposición de la sílice coloidal fuese más lenta, retrasando así la pérdida de flujo de permeado de la membrana.

Para comprobar la hipótesis planteada se procedió a realizar un ensayo de ensuciamiento de las membranas en los sistemas plano y espiral. El experimento se realizó con 50 mg/L de Aerosil y 1500mg/L de cloruro sódico en las mismas condiciones de temperatura y presión, salvo que esta vez se pusieron dos espaciadores en lugar de uno en la célula de flujo para ocupar casi por completo el espacio del canal de alimentación. Los resultados de este ensayo se reflejan en la Figura 4.70.

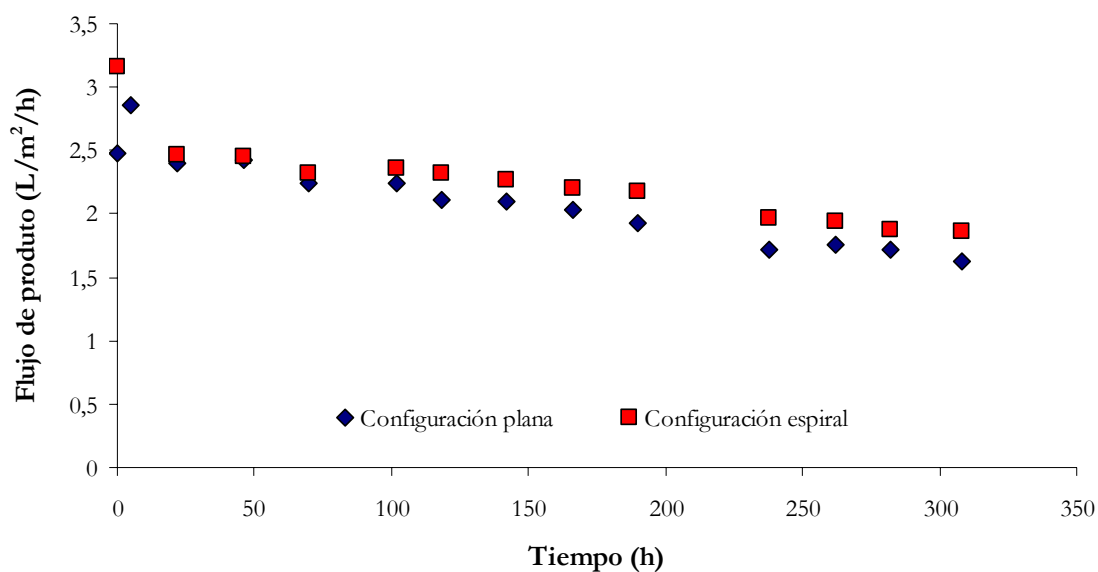


Figura 4.70. Comparación entre flujos de permeado de las membranas plana y espiral ensuciadas con 50 mg/L de Aerosil 1500 mg/L de NaCl empleando dos espaciadores en la célula de flujo.

Durante las primeras 5 horas del funcionamiento de las unidades, el flujo disminuye tanto en la membrana espiral como en la plana, por lo que puede considerarse que las membranas están sufriendo el proceso de estabilización-compactación. El mayor descenso de ambos caudales se produce entre las 5 y las 22 horas. Seguidamente las membranas entran en un proceso de

estabilización hasta las 46 horas del inicio del ensayo. Pasado este tiempo, tanto el flujo de la membrana espiral como de la plana, disminuyen muy lentamente en el mismo tiempo, siendo las reducciones registradas del 23,8 y 32% respectivamente, para un total de 308 horas de trabajo. En el caso de la membrana plana las reducciones de la permeabilidad son inferiores a las registradas en el ensayo anterior, donde se empleó un solo espaciador (Figura 4.56). La pérdida de permeabilidad era de 35,12% mientras que en el caso anterior alcanzó el 56,76%. Las diferencias observadas se deben al uso de dos espaciadores, por lo que se puede deducir que el diseño del espaciador y del canal de alimentación-rechazo desempeñan un papel imprescindible en el comportamiento de la membrana frente al ensuciamiento.

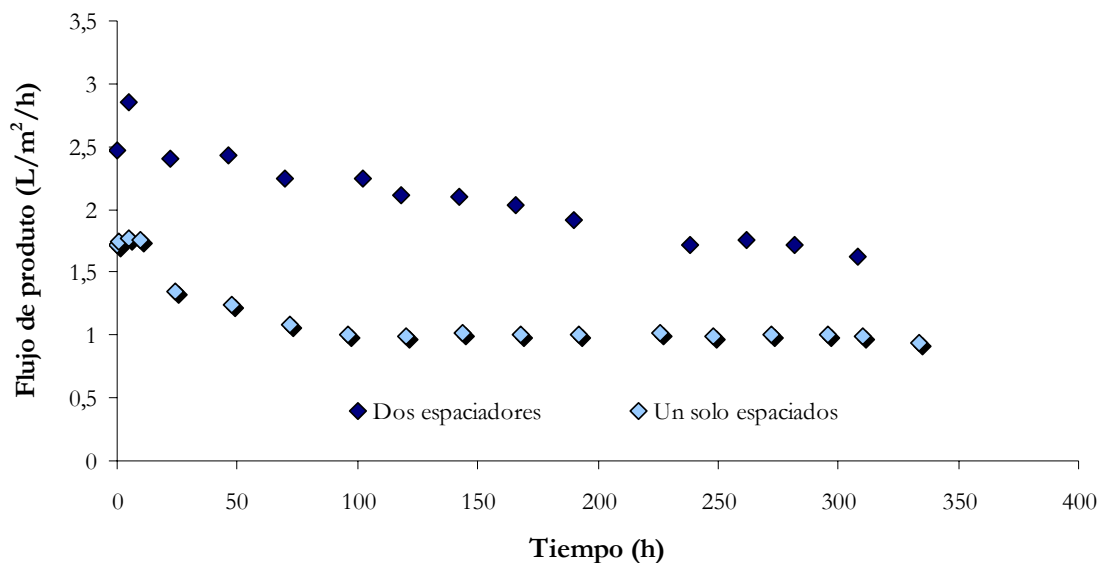


Figura 4.71. Comparación entre flujos de permeado de las membranas planas empleando en una un solo espaciador, en la otra dos espaciadores y ensuciadas con 50 mg/L de Aerosil 1500 mg/L de NaCl.

En este ensayo, al poner dos espaciadores, la porosidad $\bar{\alpha}$ cambió su valor de 0,857 a 0,714, por lo tanto el nuevo *número de Reynolds* resulta un poco mayor que en el caso anterior, aumentando de 155 a 187. Esto indica que la turbulencia en el canal de alimentación-rechazo ha aumentado ligeramente, lo que explica el aumento de la permeabilidad de la membrana tal y como se refleja en la Figura 4.7. Según esta figura, el descenso más acusado del flujo en la membrana empleando un solo espaciador se produce durante las primeras 100 horas, mientras que al emplear dos espaciadores el descenso más acusado tiene lugar en la primeras 22 horas, habiéndose producido una reducción del flujo de producto del 43 y 15,7 %, respectivamente. Ésto explica que las condiciones hidrodinámicas influyen desde el inicio del experimento,

evitando una deposición acelerada de los coloides en la superficie de la membrana.

Las condiciones hidrodinámicas del sistema de membranas juegan un papel muy importante en el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa.

La autopsia permite estudiar detalladamente porqué se produce el ensuciamiento, llegar a conocer las mejores condiciones para la limpieza y la manera de evitarlo en un futuro.

debajo de los 6,53 que presenta la alimentación. A la vista de estos resultados se puede establecer que el agua de aporte presenta una cierta carga en materia coloidal, por lo que éste será uno de los principales elementos que contribuyen al ensuciamiento de la membrana.

Tabla 4.9. *Análisis físico-químico del agua de aporte.*

Parámetros	Agua de alimentación.
Temperatura °C	18,9
pH	7,7
Conductividad. (µS/cm)	1615
Turbidez (UNT)	6,5
SS (mg/L)	7
Dureza (mg/L)	134
COT (mg C/L)	18
DQO (mg O ₂ /L)	94,4
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	10
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /L)	89,4
Cloruros (mg/L)	205,4
Nitritos (mg/L)	22
Potasio (mg/L)	18,30±0,1
Calcio (mg/L)	97,70± 0,4
Manganeso(µg/L)	14,50± 0,1
Silicio (mg/L)	2,73 ±11
Hierro (mg/L)	0,7 0±0,01
Aluminio (µg/L)	126,00 ±10
Bario (µg/L)	42,40± 0,4
Estroncio (mg/L)	0,54 ±0,02
Boro (µg/L)	398,00± 6
Magnesio (mg/L)	16,10± 0,1

Se han realizado también análisis bacteriológicos del agua de alimentación. En *Tabla 4.10* se representan los resultados de estos análisis.

4.5. ESTUDIO DEL SISTEMA DE LAVADO DE LAS MEMBRANAS EN LAS CONDICIONES DE LABORATORIO

En el este apartado se presentan y discuten los resultados obtenidos en el estudio de las secuencia de lavado de las membranas de ósmosis inversa. Las membranas estudiadas se ensuciaron con el efluente secundario procedente de la Estación Depuradora de Aguas Residuales “La Barrosa”, ubicada en Chiclana de la Frontera, Cádiz. Al ser una zona eminentemente turística las aguas residuales son de características urbanas.

Para la realización del estudio se emplearon las dos plantas pilotos experimentales. La de configuración espiral se utilizó para provocar el ensuciamiento y la de configuración plana para ensayos de limpieza de las membranas. Seguidamente, se presentan los resultados experimentales y los análisis efectuados en el laboratorio, así como la discusión de los aspectos más revelantes que muestran los mismos.

Como se ha indicado en el capítulo de “Material y Métodos”, para la realización de estos ensayos se exponían las membranas objeto de estudio a un efluente secundario sin ningún pretratamiento previo para lograr un rápido ensuciamiento. A continuación se realizaban los lavados de la misma con diferentes reactivos, y una vez lavada se volvía a caracterizar a través de medidas del caudal y conductividad de agua producto.

4.5.1. CARACTERÍSTICAS DE AGUA DE APOORTE

En la *Tabla 4.9* aparecen los valores medios de los análisis físico-químicos analizados en muestras del efluente secundario de la EDAR. Respecto a las características que presenta el agua de aporte cabe destacar los bajos valores de DBO_5 , COT y DQO , demostrando así una eliminación casi total de la materia biodegradable en los tratamientos de la EDAR.. Los valores de estos parámetros resultan ser más bajos que el límite fijado por la Directiva 91/271 ($\text{DBO}_5 = 25 \text{ mg O}_2/\text{L}$, $\text{DQO} = 125 \text{ mg O}_2/\text{L}$), lo que permite concluir que el efluente secundario ha recibido un tratamiento adecuado, pues se ha eliminado una gran cantidad de materia orgánica.

La tabla también muestra que los valores de sólidos en suspensión y de turbidez son bajos para un efluente secundario, pero según las condiciones diseñadas por el fabricante de las membranas el nivel máximo de turbidez del agua de aporte no debe superar 1,0 UNT muy por

Tabla 4.10. Resultado de los análisis bacteriológicos del agua de aporte.

	Agua de alimentación
Coliformes totales (ufc/100mL)	1,1 *10 ⁵
Coliformes fecales (ufc/100mL)	1,0 *10 ⁵
Estreptococos fecales (ufc/100mL)	4,0 *10 ⁴

La concentración de *Coliformes totales*, *fecales* y *Estreptococos fecales* que aparecen en el agua de aporte son típicos de efluentes de naturaleza urbana. A la vista de estos resultados, se puede destacar que la contaminación microbiológica es elevada en el agua de alimentación, lo que se debe al sistema de depuración empleado en la EDAR y a que no existe un sistema eficaz de desinfección que reduzca la población microbiana.

4.5.2. CARACTERIZACIÓN DE LA MEMBRANA LIMPIA

El objetivo de la realización de esta prueba fue encontrar un valor de referencia para la evaluación de la efectividad de los lavados de las membranas sucias. Los resultados de la prueba han sido utilizados como blanco para la limpieza.

Para ello se tomó un trozo de la membrana limpia y se colocó en la célula de flujo bajo las condiciones indicadas por el fabricante. La *Tabla 4.11* representa los resultados de la caracterización de membrana limpia.

Tabla 4.11. Resultados de la caracterización de la membrana limpia.

Parámetros	Valores
Caudal normalizado (L/h)	0,66
Caudal de permeado (L/h)	0,66
Rechazo salino (F%)	99,2
Flujo L/m²/día	1027
Temperatura (°C)	25

Factor de rechazo (F %): $F \% = (\Omega_{\text{alimentación}} - \Omega_{\text{producto}}) / \Omega_{\text{alimentación}}$

L/m²/día: Es el flujo de agua que atraviesa un metro cuadrado de la superficie de la membrana en un día.

A estos valores, o a unos valores próximos se deberán llegar una vez que se haya realizado la operación de lavado de las membranas.

4.5.3. ENSUCIAMIENTO DE LAS MEMBRANAS

Se ha hecho un seguimiento del proceso de ensuciamiento de las membranas mediante las medidas del caudal y conductividad de diferentes corrientes durante todos los experimentos. En la *Tabla 4.12* se exponen los resultados obtenidos durante el tiempo que duró el ensayo. Para poder establecer si se ha producido o no un ensuciamiento en las membranas, es necesario estudiar la caída gradual del flujo de agua de permeado con el tiempo de operación, uno de los síntomas que se pueden asociar al ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa.

En la gráfica de la *Figura 4.73* queda recogida la evolución del caudal de permeado normalizado en (L/h) y el rechazo de sales de la membrana frente el tiempo de operación de la planta expresado en porcentaje.

Se puede apreciar que hasta las 50 horas de funcionamiento hubo un descenso muy acusado del caudal normalizado desde un valor de 180 L/h hasta 106 L/h. Después de este tiempo el caudal normalizado siguió disminuyendo ligeramente hasta alcanzar los 93 L/h en 192 h del tiempo de funcionamiento de la planta. Este decaimiento de caudal de producto es debido a que durante el ensuciamiento de las membranas los coloides se acumulan en la superficie y afectan al caudal del agua producto (*flujo de permeado*). El ensuciamiento coloidal se produce con la acumulación de partículas coloidales en la cara activa de las membranas formando un depósito (*Fouling*), esta capa proporciona una resistencia hidráulica adicional al agua que atraviesa la membrana y así reduce el flujo del agua producto. Según estos datos, la membrana ha perdido un total de 49,9% de su permeabilidad. Con estos resultados se puede concluir que se ha generado un ensuciamiento coloidal importante en las membranas, a pesar de la relativa “buena calidad” del efluente secundario.

Tabla 4.12. Resultados de las medidas recogidas durante el ensuciamiento.

Tiempo (h)	Cp $\mu\text{S}/\text{cm}$	Qp L/h	Cr mS/cm	Qr L/h	Tem. $^{\circ}\text{C}$	Ca mS/cm
0,38	21,0	151,51	1,96	862,06	18,9	1,61
2,86	32,0	163,93	1,96	833,33	25,5	1,94
25,65	51,2	144,92	1,96	833,33	28,0	1,77
49,16	57,3	128,20	2,60	833,33	31,8	2,34
72,8	46,0	128,20	2,52	862,06	32,6	2,22
102,65	58,6	138,88	2,78	833,33	36,7	2,48
114,86	22,2	90,00	2,25	892,85	22,1	2,03
138,10	28,4	85,71	3,04	892,87	22,4	2,72
159,66	39,0	100,00	3,24	900,20	27,5	3,03
164,08	32,1	83,33	3,49	925,92	22,1	3,23
180,61	27,3	83,33	2,76	925,92	17,4	2,54
190,71	26,5	76,92	2,67	925,92	16,9	2,44
192,26	36,6	83,33	2,77	925,92	17,3	2,49

Cp: conductividad producto, Cr: conductividad de rechazo, Ca conductividad de alimentación
 Qp: caudal producto, Qr: caudal rechazo, Tem: temperatura de alimentación

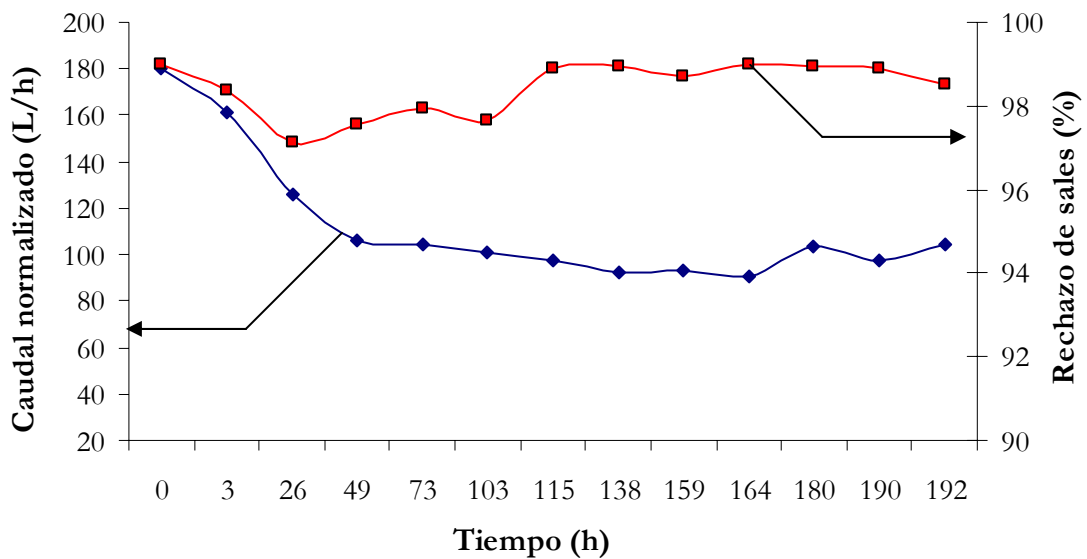


Figura 4.73. Variación temporal del caudal normalizado y rechazo de sales.

Respecto al rechazo de sales de la membrana, éste presenta ligeras variaciones durante las primeras 115 horas del funcionamiento, oscilando los valores obtenidos en este intervalo de tiempo entre 99 y 97 %; seguidamente se consiguió una cierta estabilidad que duró hasta el final del ensuciamiento. El rechazo de sales es un parámetro relacionado directamente con el paso del soluto a través de la membrana. En las membranas de ósmosis inversa el paso del

disolvente y del soluto son fenómenos que actúan separadamente, por lo que la permeabilidad y de la membrana y su rechazo de sales son factores independientes. Esto puede explicar la inestabilidad en los valores del rechazo salino, que puede ser debido a una fase de adaptación de la membrana a las nuevas condiciones de salinidad y presión. La ausencia de esta fase en la permeabilidad puede explicarse por la rapidez del ensuciamiento que empezó desde el primer momento del ensayo, eliminando así la adaptación de la permeabilidad de la membrana.

4.5.4. RESULTADOS DE LA AUTOPSIA DE LA MEMBRANA SUCIA

Una vez finalizado el proceso del ensuciamiento se procedió a realizar una autopsia con el objetivo de analizar los depósitos presentes sobre la misma y confirmar el ensuciamiento coloidal (orgánico o inorgánico) de la membrana. Para la realización de la autopsia, fue necesario desenrollar los sobres de las membranas alojadas en el interior del contenedor. La autopsia se realizó del mismo modo que en los casos anteriores (*Figura 4.29*).

4.5.4.1. CARACTERÍSTICAS DEL DEPÓSITO

- ✓ Inspección visual de la membrana.

Después de cortar la carcasa y desenrollar la membrana, se procedió a inspeccionar la integridad de las hojas de las membranas, del soporte y de las líneas de pegamento. La cara activa de las membranas estaba cubierta por una capa de color marrón oscuro que se había depositado uniformemente sobre la capa activa de las membranas (*Figura 4.74*).

A priori, estas características suelen ser típicas de películas compuestas mayoritariamente por materia orgánica coloidal y microorganismos. La confirmación de esta hipótesis se realiza con los correspondientes análisis microbiológico, químicos y demás pruebas complementarias. Para llevar a cabo estos análisis se procedió a rascar una superficie de 273 cm² de la membrana mediante un escalpelo esterilizado.



Figura 4.74. Detalle de la capa adherida a la superficie de la membrana.

✓ Análisis químicos de depósito de la membrana.

En la *Tabla 4.13* se muestran los resultados del análisis químico del depósito de las membranas.

Según estos resultados, la materia depositada no presenta un alto contenido en metales. La deposición de sales inorgánicas insolubles en el depósito de la membrana se puede relacionar con el efecto de concentración de polarización producido en la superficie de la membrana de ósmosis inversa, no obstante es posible que ciertos microorganismos presentes en la capa depositada puedan inducir la precipitación de iones disueltos a través de transformación biogeoquímicas. Existen numerosos ejemplos en los cuales los microorganismos alteran metabólicamente el estado de valencia de ciertos iones metálicos disueltos dando como resultado su deposición directamente en la superficie celular. Por ejemplo, las bacterias oxidantes del Hierro y Manganeseo (*Gaillonella ferruginea* y *Sphearotilus natans*) y otros microorganismos promueven la oxidación de formas reducidas ($\text{Fe}^{2+} \Rightarrow \text{Fe}^{3+}$) el cual se deposita como hidróxido metálico en la superficie bacteriana.

Tabla 4.13. Resultados de los análisis químicos.

Elementos	Contenido
Potasio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$8 \cdot 10^{-1}$
Calcio (mg/cm^2)	$0,8 \cdot 10^{-2}$
Manganeso ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Silicio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$<3,6 \cdot 10^{-2}$ ☼
Hierro ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$4,5 \cdot 10^{-1}$
Aluminio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$2,3 \cdot 10^{-1}$
Bario ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$1 \cdot 10^{-1}$
Estroncio ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$7,69 \cdot 10^{-2}$
Boro ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	$0,3 \cdot 10^{-1}$
Magnesio (mg/cm^2)	$1,1 \cdot 10^{-2}$
Fosfatos ($\text{mg PO}_4^{3-}/\text{cm}^2$)	$2,2 \cdot 10^{-2}$

✓ Análisis microbiológicos del depósito de la membrana.

En *Tabla 4.14* se exponen los resultados del análisis microbiológicos superficial de la membrana, pudiéndose comprobar que el depósito no contiene una cantidad significativa de células bacterianas. Dado que los *Coliformes totales*, *fecales* y *Streptococos* son bacterias quimioheterótrofas, y que el depósito contiene materia orgánica y nutrientes, tal y como se ha visto en el análisis químico, a pesar de contarse en pequeñas cantidades la presencia de estos elementos permite a las bacterias colonizar las membranas.

Tabla 4.14. Resultados de análisis bacteriológicos.

Microorganismos	Concentración superficial ufc/cm^2
Coliformes totales	360
Coliformes fecales	50
Streptococos fecales	40

✓ Inspección microscópica de la superficie de la membrana.

Mediante el uso de un escalpelo esterilizado se cortaron piezas de membrana y espaciador. Para la visualización de las muestras en el microscopio electrónico de barrido éstas deben ser

fijadas con anterioridad. El procedimiento seguido se ha descrito en el capítulo de Material y Métodos.

A continuación se muestran algunas fotografías representativas de lo que se podía observar en la superficie de la membrana.



Figura 4.75. Micrografía de la superficie de la membrana (x181).

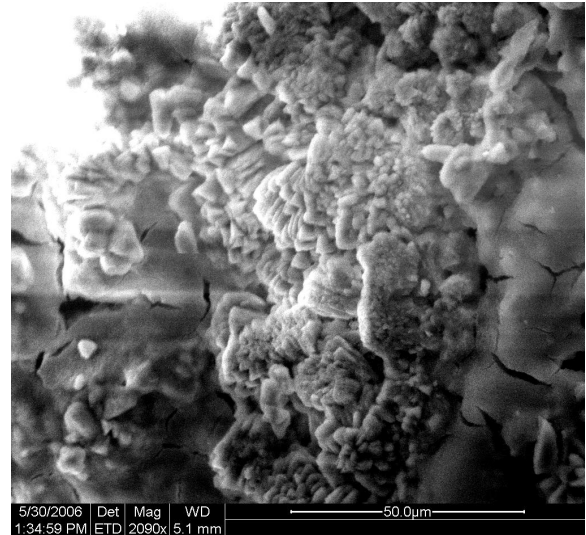


Figura 4.76. micrografía de la superficie de la membrana (x2090.)

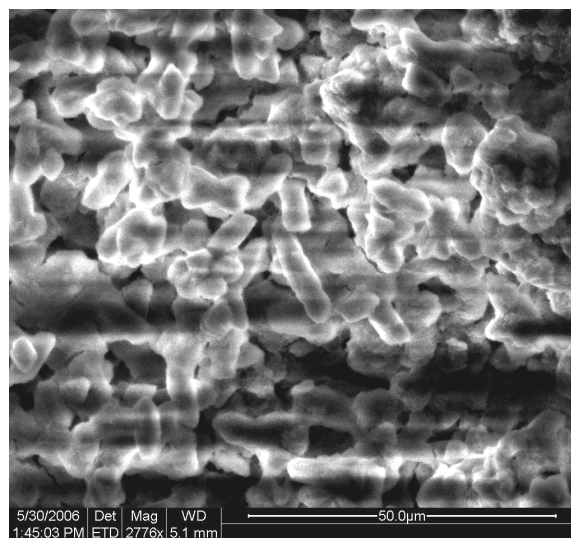


Figura 4.77. Micrografía de la superficie de la membrana (x2776).

Las micrografías realizadas a la superficie de la membrana (Figuras 4.75, 4.76 y 4.77) muestran los microorganismos presentes, los precipitados minerales y de diversos materiales que forman parte del ensuciamiento de la misma. Por tanto, y a pesar de las condiciones hidráulicas y hidrodinámicas que tienen lugar en las proximidades de las membranas, los microorganismos

aparecen como parte importante del material que forma la biopelícula afectando de manera muy significativa al rendimiento de la unidad. También se aprecian los precipitados minerales que ocupaban una parte significativa del depósito; estos depósitos inorgánicos se deben a la concentración de polarización que se dan en las inmediaciones de la membranas: al aumentar la concentración de ciertos sales en la capa activa se cristalizan bajo efecto de presión y bajas turbulencias de la solución tratada.

En la *Figura 4.78* aparece una micrografía correspondientes a la capa de material depositado sobre la superficie del espaciador. Se aprecia como en las intersecciones del material plástico se concentra gran parte de la materia orgánica y microorganismos que forman el ensuciamiento; al ser una zona de cierto “*remanso hidráulico*”, se favorece la adhesión de estos.

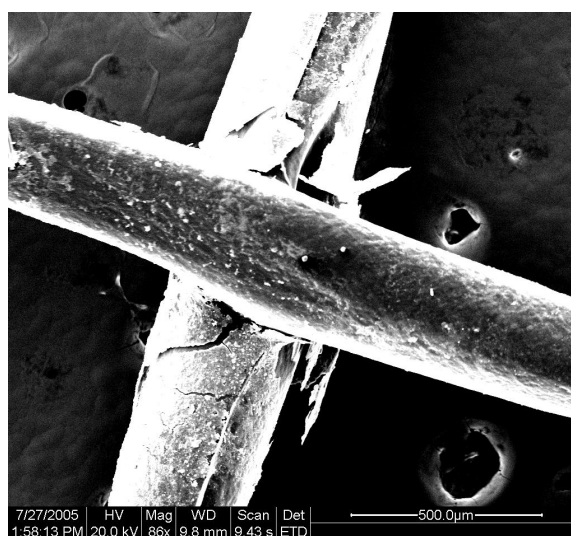


Figura 4.78. Micrografía del espaciador de la membrana ($\times 88$).

4.5.4.2. PRUEBA DE FLUJO DE LAS MEMBRANAS SUCIAS

Para la evaluación de la efectividad de los lavados, fue necesario caracterizar previamente a los lavados, y mediante pruebas de flujo, el funcionamiento de la membrana. Para ello se hizo pasar a su través una disolución de 1500 mg/L de NaCl a una presión de 16 bares. La temperatura de operación fue de 19,2 °C.

Después de una hora de operación se han determinado las medidas de caudal y rechazo salino de la membrana sucia. Los valores obtenidos aparecen recogidos en la *Tabla 4.15*.

Tabla 4.15. Resultados de la caracterización de la membrana sucia.

Parámetros	Valores
Caudal normalizado (L/h)	0,52
Caudal producto (L/h)	0,48
Rechazo salino (F%)	97,85
Flujo L/m ² /día	743,22
Temperatura (°C)	19,20

Si se analiza el valor del factor de rechazo de la membrana sucia (97,8%) se puede comprobar que es bajo comparándolo con el valor de la membrana limpia (99,2%), (Tabla 4.11). El valor que alcanza el flujo de permeado también ha disminuido considerablemente puesto que su valor pasa de 1027 L/m²/día cuando la membrana está limpia, hasta los 743,22 L/m²/día. De este modo se pueden considerar éstos datos como valores de referencia para considerar a la membrana como sucia y compararlos con los obtenidos en una membrana una vez lavada lo que nos servirá para evaluar la efectividad de dichos lavados.

4.5.5. REALIZACIÓN DE LOS LAVADOS

Una vez colocado el trozo de membrana sucia en la célula de flujo, una prensa hidráulica cierra el conjunto con una presión de 30 bares; la única condición impuesta es que la presión aplicada para cerrar la célula de flujo sea superior a los 16 bares, presión de operación de esta membrana. Para cada lavado se prepara una solución de 10 L del reactivo que se va a utilizar como mezcla limpiadora de membrana y se almacena en el tanque de alimentación. Una vez puesta en marcha la bomba de baja presión, se deja la solución del lavado en circuito cerrado durante 30 minutos.

Después de lavar la membrana, se cambia la solución de limpieza por agua destilada y se recircula también durante 30 minutos en circuito cerrado. Una vez que todos los restos de reactivos se han eliminado, se prepara una solución de 1500 mg/L de NaCl en el tanque de alimentación, haciendo circular la disolución a través de la membrana con una presión de 16 bares durante 1 hora. Según va circulando de disolución, se toman medidas de caudal de permeado, caudal de rechazo, conductividad de permeado, conductividad de rechazo y la temperatura del agua, Estas variables van a servir para caracterizar a la membrana tras el

lavado. Es muy importante volver a recordar que los lavados con cada reactivo han sido efectuados por separado y cada lavado se ha realizado con un trozo de membrana distinta, aunque todos forman parte de la misma membrana sucia.

Para evaluar con más detalle la efectividad de las limpiezas se calculan parámetros más específico como el flujo en ($\text{L}/\text{m}^2/\text{día}$) y el factor de rechazo de la membrana ($F\%$).

LAVADO CON AEDT.

En la *Tabla 4.16* se representan las concentraciones del reactivo utilizados en (g/m^2) de membrana así como las cantidades realmente utilizadas teniendo en cuenta el tamaño de la superficie empleada (155cm^2).

Tabla 4.16. Concentraciones de AEDT utilizados en los lavados.

	AEDT	
	g/m^2	$\text{g}/155\text{ cm}^2$
Primer lavado	2,5	0,0387
Segundo lavado	5,0	0,0775
Tercer lavado	7,5	0,1162
Cuarto lavado	10,0	0,1550
Quinto lavado	12,0	0,1860

➤ *Efectividad del lavado*

La gráfica de la *Figura 4.79* muestra la evolución del flujo ($\text{L}/\text{m}^2/\text{día}$) con el aumento de la cantidad de AEDT en la solución del lavado respecto al de la membrana sucia y limpia consideradas como referentes ($743,22$ y $1027\text{ L}/\text{m}^2/\text{día}$, respectivamente).

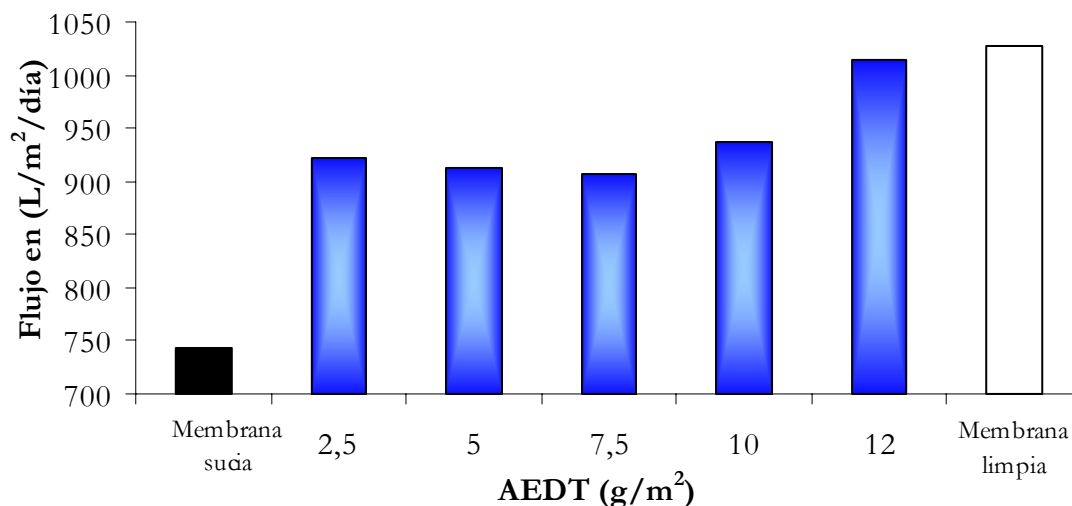


Figura 4.79. Variación del flujo de permeado (L/m²/día) en función de la concentración de AEDT.

Como se puede apreciar, al aumentar la concentración del agente quelatante (AEDT) en la solución del lavado aumenta la recuperación del flujo de permeado. Concentraciones entre 2,5 y 10 g/m² de AEDT parecen tener el mismo efecto sobre el lavado de las membranas, ya que los valores de recuperación de la permeabilidad oscilaban entre 907,25 y 936,91 L/m²/día. El lavado con 12 g/m² de AEDT consigue recuperar hasta el 95,7% del flujo de permeado habiéndose obtenido un valor de 1014 L/m²/día. Se puede concluir que la concentración 12 g/m² de AEDT tiene una acción muy notable sobre el depósito de la membrana (*fouling*).

En la *Figura 4.80* aparece reflejado la variación del rechazo salino de la membrana frente las distintas concentraciones de AEDT y su comparación con el rechazo de sales de las membranas limpia y sucia. Se puede observar que al aumentar la concentración de AEDT aumenta ligeramente la recuperación del rechazo salino de la membrana. No obstante la recuperación es limitada, ya que, al pasar de 2,5 hasta 12 g/m² solo se consigue aumentar el rechazo de sales un 16,54%. La mejor recuperación se ha obtenido utilizando 12 g de AEDT por m² de membrana llegando a recuperar hasta un 53,84% del valor inicial del rechazo salino. Se puede concluir que las concentraciones de AEDT empleadas no consiguen una elevada recuperación de la retención de sales de la membrana.

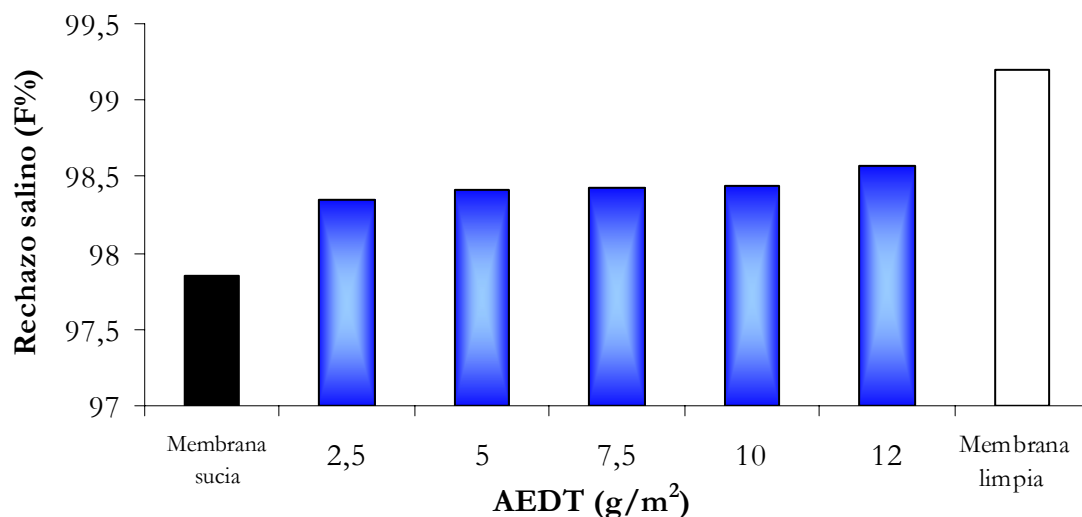


Figura 4.80. Evolución del rechazo en función de las concentraciones de AEDT.

Un resumen de los resultados correspondientes a los lavados realizados con el agente quelatante se muestran en la *Tabla 4.17*. En ella se hace una comparación entre el caudal normalizado y el rechazo salino de la membrana limpia, sucia y lavada, así como de los porcentajes de recuperación de ambas variables una vez realizados los lavados.

Tabla 4.17. Comparación del flujo de permeado y del rechazo salino de la membrana limpia, membrana sucia y membrana lavada a sí como el porcentaje de recuperación de las membranas después de los lavados

	Membrana limpia	Membrana sucia	Membrana lavada	Porcentaje de recuperación
Flujo(L/m²/día)	1027	743	1014	95,77 %
Rechazo salino	99,20 %	97,85 %	98,57 %	53,84 %

Estos resultados indican que el lavado con AEDT no resultó ser muy efectivo para la recuperación del rechazo de sales, ya que, dicha recuperación ha sido de tan solo 53,84%. Sin embargo, se observa que la recuperación de la permeabilidad ha sido de 95,77%. Estos resultados pueden explicarse gracias a la naturaleza química del AEDT. Este agente quelatante contiene átomos donadores de electrones que pueden formar enlaces de coordinación con elementos metálicos. Las estructuras formadas por la unión del agente quelatante y el metal son muy solubles en el agua, por tanto, actúan como secuestrante de cationes metálicos en especial

el Ca^{2+} y Mg^{2+} , los cuales forma parte importante de la matriz de exopolisacáridos existente en la biopelícula microbiana.

De las concentraciones empleadas se puede concluir que 12 g/m² de AEDT es la concentración que mejor resultados ha conseguido en los lavados de las membranas de ósmosis inversa utilizadas.

LAVADO CON BISULFITO SÓDICO.

En la *Tabla 4.18* se representan las concentraciones del Bisulfito sódico utilizados en g bisulfito sódico por m² de membrana así como las cantidades correspondientes a la superficie efectiva de la membrana (155cm²).

Tabla 4.18. Concentraciones de HSO_3Na utilizados en los lavados.

	HSO_3Na	
	g/m ²	g/155cm ²
Primer lavado	2	0,031
Segundo lavado	4	0,062
Tercer lavado	6	0,093
Cuarto lavado	8	0,124
Quinto lavado	10	0,155
Sexto lavado	20	0,310

➤ *Efectividad del lavado*

La *Figura 4.81* muestra la variación del flujo de permeado (L/m²/día) con el aumento de la cantidad de HSO_3Na en la solución del lavado así como su comparación con los de las membranas limpia y sucia.

Se observa que al aumentar la concentración del metabisulfito sódico en la solución de lavado, aumenta la productividad de la membrana hasta alcanzar un valor de 982,32 L/m²/día correspondiente a 20 g/m² de HSO_3Na , lo que significa una recuperación del 84,25%. A partir de 4 g/m² y hasta los 20 g/m² el aumento en el flujo de permeado no es excesivo puesto que la recuperación ha sido ya del 77,78%.

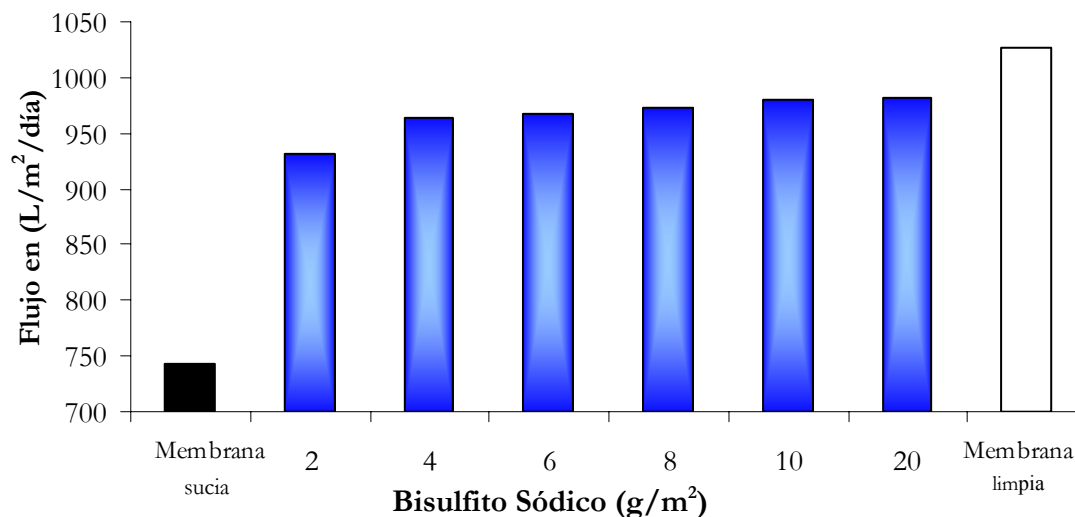


Figura 4.81. Variación del flujo con la concentración de HSO_3Na .

En la gráfica de la *Figura 4.82* aparece reflejado la evolución del rechazo salino de la membrana lavada frente las distintas concentraciones de HSO_3Na y su comparación con la de la membrana limpia y sucia.

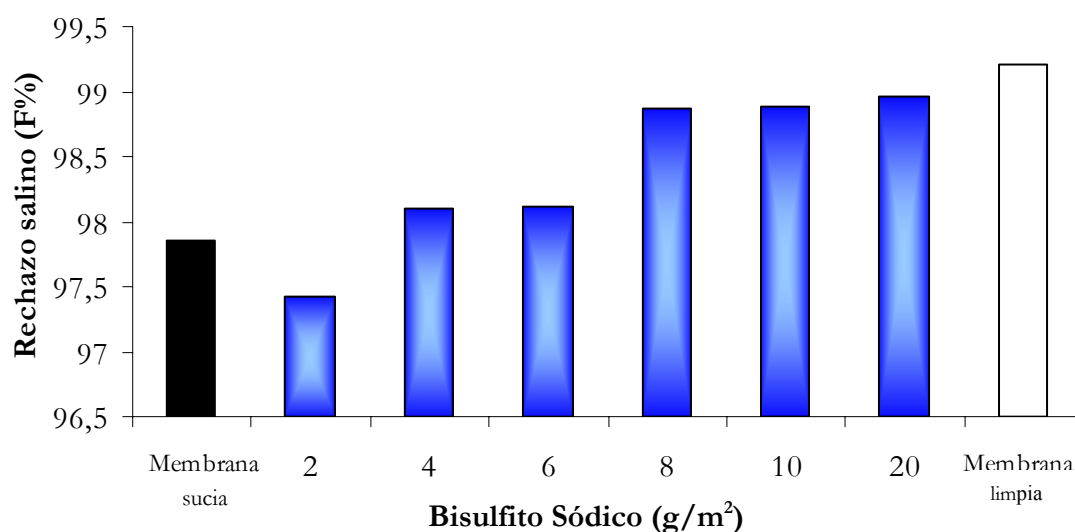


Figura 4.82. Variación del rechazo salino en función de concentraciones de HSO_3Na .

Se aprecia que al aumentar la concentración del ácido, mayor es el rechazo salino que consigue la membrana, siendo el lavado con 20 g/m² donde se consigue recuperar hasta un 82,63% que es la máxima recuperación alcanzada en estos experimentos. No obstante, a partir de 8 g/m², el rechazo de sales de la membrana aumenta muy lentamente puesto que como se puede

observar con esta concentración se consigue recuperar ya el 75,78%. Estos resultados indican que 8 g/m² de HSO₃Na puede ser la concentración que se debe utilizar para arrastrar o/y disolver la materia depositada sobre la superficie de la membrana, aunque no llega a eliminar la totalidad del depósito de la misma.

En la *Tabla 4.19* se hace una comparación entre el caudal normalizado y el rechazo salino de la membrana limpia, sucia y lavada, así como de los porcentajes de recuperación de ambas variables una vez realizados los lavados.

Tabla 4.19. Comparación del flujo de permeado y del rechazo salino de la membrana limpia, membrana sucia y membrana lavada así como el porcentaje de recuperación de las membranas después de los lavados.

	Membrana limpia	Membrana sucia	Membrana lavada	Porcentaje de recuperación
Flujo(L/m ² /día)	1027	743	982	84,25%
Rechazo salino	99,20 %	97,85 %	98,96 %	82,63%

Según los resultados de la tabla anterior, la recuperación de permeabilidad ha sido del 84,25% habiéndose obtenido un nuevo flujo de permeado de 982 L/m²/día, un 4,35% menor al de la membrana limpia (1027 L/m²/día). Respecto al rechazo salino, en este caso ha sido más efectivo que en el primer lavado, habiéndose obtenido un valor de 98,96%, un 0,23% menos que el de la membrana limpia, lo que representa un 82,63% de porcentaje de recuperación.

Por su facilidad de perder electrones, el bisulfito sódico tiene la capacidad de eliminar los depósitos de hierro y aluminio y precipitados inorgánicos. Cuando la membrana es ensuciada por los óxidos del hierro, el bisulfito es muy eficaz porque disuelve no solamente los precipitados de los óxidos del hierro, sino que también puede formar complejos con el hierro. Además, hidroliza algunos compuestos orgánicos tales como polisacáridos y proteínas. El HSO₃Na es también un desinfectante ampliamente utilizado para la desinfección de los sistemas de membranas, pero hay que tener cuidado en su uso ya que puede genera depósitos de sal en la superficie de la membranas si esta se seca.

LAVADO CON LAS.

En la *Tabla 4.20* se representan las concentraciones del LAS utilizados en g de LAS por m² de membrana así como las cantidades correspondientes a la superficie efectiva de la membrana (155cm²).

Tabla 4.20. Concentraciones de LAS utilizadas en los lavados.

	LAS	
	g/m ²	g/155cm ²
Primer lavado	0,2	0,0031
Segundo lavado	0,4	0,0062
Tercer lavado	0,6	0,0093
Cuarto lavado	0,8	0,0124
Quinto lavado	1,0	0,0155

➤ Efectividad del lavado

La *Figura 4.83* representa la evolución del flujo de permeado en L/m²/día con el aumento de la concentración de LAS en la solución de lavado y su comparación con las membranas limpia y sucia.

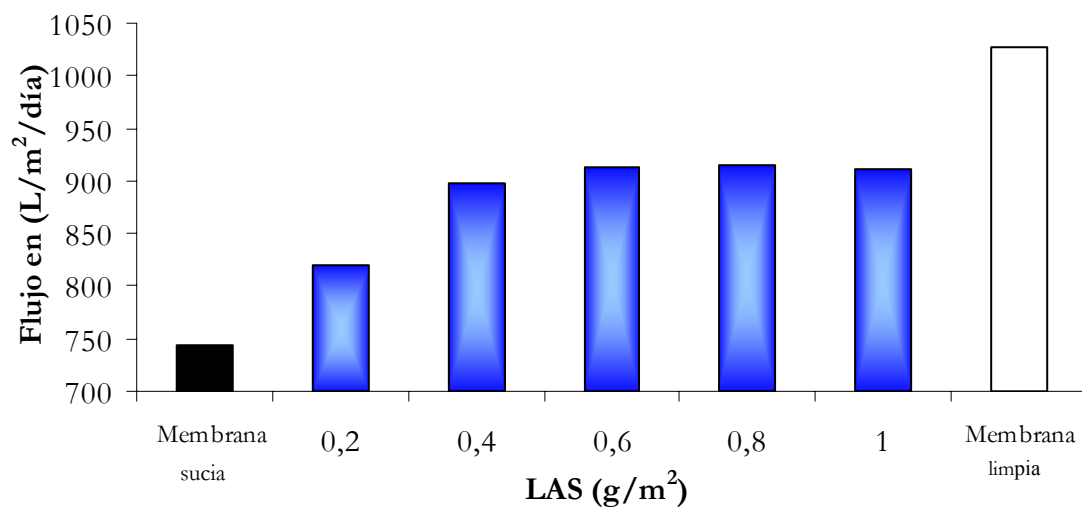


Figura 4.83. Variación del flujo de permeado L/m²/día en función de la concentración de LAS.

Como se puede apreciar en ésta gráfica, al aumentar la concentración de tensioactivo aniónico LAS en la solución de lavado, aumenta la recuperación del flujo de permeado. Con $0,6 \text{ g/m}^2$ de LAS se consigue recuperar 59,63% de la productividad de la membrana alcanzando un flujo de $912 \text{ L/m}^2/\text{día}$. A partir de esta concentración, el rendimiento de la misma permanece constante aunque se aumente la concentración del LAS en la solución. Esto significa que con $0,6 \text{ g/m}^2$ de LAS se consigue eliminar la misma cantidad del depósito que empleando 1 g/m^2 , lo que implica un ahorro de reactivo.

La *Figura 4.84* representa la variación del factor de rechazo de la membrana en función de la concentración de LAS utilizada para el lavado, así como su comparación con el de la membrana limpia y sucia.

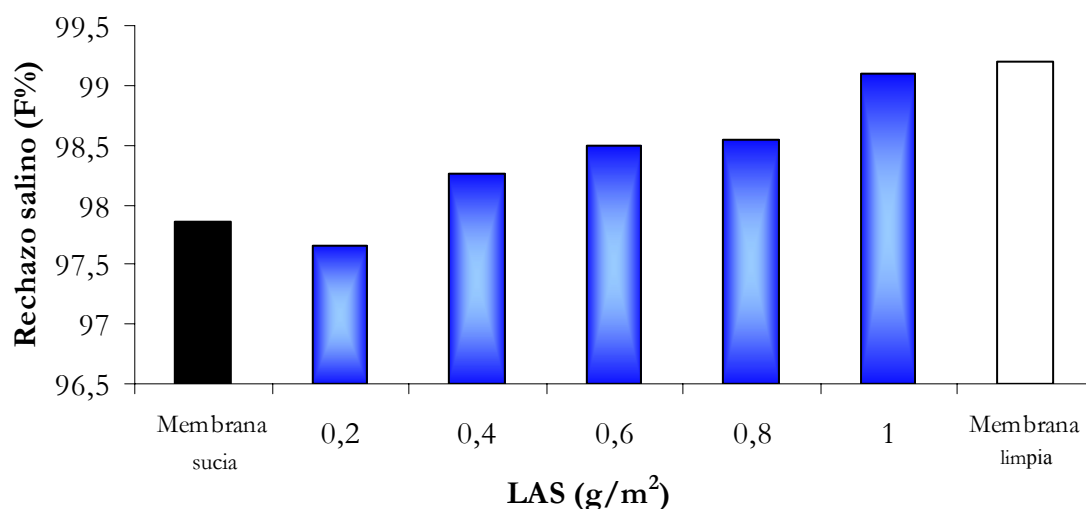


Figura 4.84. Variación del factor de rechazo de sales en función de las concentraciones de LAS.

Según ésta gráfica se observa que el rechazo salino de las membranas crece con el aumento de la cantidad del tensioactivo aniónico en la solución de limpieza. El valor máximo que alcanza el factor de rechazo es de 99,1 % que corresponde a una recuperación de 92,69 % respecto al valor inicial lo que se consigue con una concentración de 1 g/m^2 de LAS. Con esta concentración de LAS, la recuperación del rechazo salino ha llegado prácticamente a su límite y aunque se siga aumentando la concentración de tensioactivo, el porcentaje de recuperación y por tanto el factor de rechazo, no aumenta más. Podemos concluir que 1 g/m^2 de LAS es la concentración óptima del lavado para la recuperación de rechazo salino de las membranas.

En la *Tabla 4.21* se hace una comparación entre el caudal normalizado, y el rechazo salino de la membrana limpia, sucia y lavada, así como de los porcentajes de recuperación de ambas variables una vez realizados los lavados.

Tabla 4.21. Comparación del flujo de permeado y del rechazo salino de la membrana limpia, membrana sucia y membrana lavada a sí como el porcentaje de recuperación de las membranas después de los lavados.

	Membrana limpia	Membrana sucia	Membrana lavada	Porcentaje de recuperación
Flujo(L/m²/día)	1027	743	915	59,63 %
Rechazo salino	99,20 %	97,85 %	99,1 %	92,69 %

A partir de estos resultados se observa que la recuperación de la permeabilidad es del 59,63 %, alcanzándose un nuevo flujo de 915,05 L/m²/día, que supone un 10,45% menos que el de la membrana limpia (1027 L/m²/día). La recuperación del rechazo salino ha sido bastante elevada, alcanzándose una recuperación de 92,69% que supone solo 0,1% menor que el de la membrana limpia. Se puede considerar, por tanto, que el lavado con el LAS no ha sido muy eficaz para la recuperación del caudal de permeado, pero sí para la recuperación del rechazo salino de la membrana.

La causa del comportamiento comentado viene relacionado con la propia estructura del LAS y con su forma de actuar sobre la suciedad. Las moléculas de LAS en agua se agregan formando micelas solubles, donde los grupos hidrofílicos están en contacto con las moléculas de agua (parte externa de las micelas), mientras que los grupos hidrófobos junto con la suciedad orgánica que han extraído de la membrana, están localizados en el interior de las micelas (*Figura 4.85*) de manera que la materia orgánica se queda solubilizada en el agua en forma de minipartículas.

Por otra parte, y como consecuencia de su estructura, el LAS puede también intervenir en las interacciones hidrofóbicas entre las bacterias y las membranas (*Paul y Jeffery, 1984; Ridgway et al., 1985, Ridgway, 1988; Rosenberg y Doyle, 1990*) de lo que se concluye que el LAS afecta al ensuciamiento interviniendo en el proceso de formación de la biopelícula.

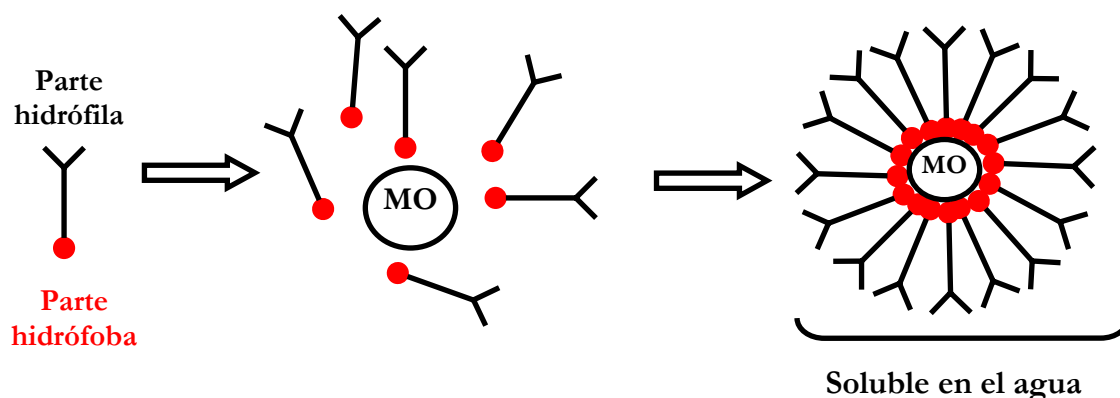


Figura 4.85. Mecanismo de acción del LAS.

EFECTO DE LA TEMPERATURA

En la *Tabla 4.22* se indican los valores de temperatura de agua utilizados en los lavados. Para ello se incrementó la temperatura del agua destilada empleada en los ensayos mediante un calentador de resistencia dotado de un controlador inteligente de temperatura.

Tabla 4.22. Valores de temperatura utilizados en los lavados.

	Temperatura (°C)
Primer lavado	19,5
Segundo lavado	23,7
Tercer lavado	26,5
Cuarto lavado	30,3
Quinto lavado	38,5

➤ Efectividad del lavado

La *Figura 4.86* muestra la variación del flujo de producto L/m²/día con el aumento de la temperatura de la solución del lavado, así como su comparación con el de la membrana limpia y sucia.

En ésta gráfica se observa que al aumentar los niveles de temperatura del agua de lavado aumenta el flujo de permeado, lo que significa que la temperatura tiene una acción directa e importante sobre la eliminación del depósito de la membrana. Con 38,5°C de la temperatura de

lavado se consigue recuperar hasta 63,47% de la producción de la membrana alcanzándose un flujo de 929,04 (L/m²/día). Esto era de esperar ya que al aumentar la temperatura del agua aumenta la solubilidad de los diferentes componentes (orgánicos e inorgánicos) que constituye la suciedad depositada sobre la superficie de la membrana.

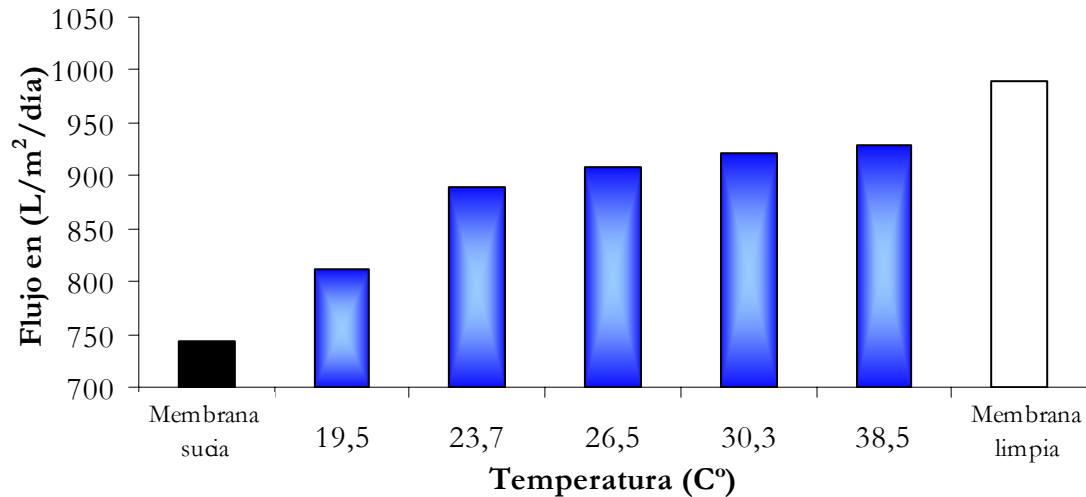


Figura 4.86. Variación del flujo de permeado en (L/m²/día) en función de la temperatura.

La gráfica de la *Figura 4.87* muestra la evolución del rechazo salino de la membrana lavada con la solución de lavado a cada una de las temperaturas de trabajo, y su comparación con las membranas limpia y sucia.

También se puede comprobar que al aumentar la temperatura de la solución de lavado desde 19,5 a 26,5 °C, el rechazo salino de la membrana aumenta ligeramente. Sin embargo cuando se lavan las membranas a las temperatura de 30,3 y 38,5C° se obtiene nuevos valores de rechazo salino de 98,09 y 98,15%, lo que suponen una recuperación ya del 17,89 y 22,88%, respectivamente. La causa de este comportamiento se debe a la solubilidad del depósito a estas temperaturas. El echo de que la temperatura en estos ensayos ha sido limitada a 38,5C° se debe a que cada membrana tiene sus propios rangos óptimos de temperatura de funcionamiento, por lo que habrá que tener en cuenta cuál es la temperatura máxima que es capaz de soportar el polímero correspondiente sin degradarse, y no sobrepasarla durante los lavados (*Nyström y Zhu, 1997; Piqué, 1989*). Para nuestro caso, la temperatura máxima permitida es de 45°C.

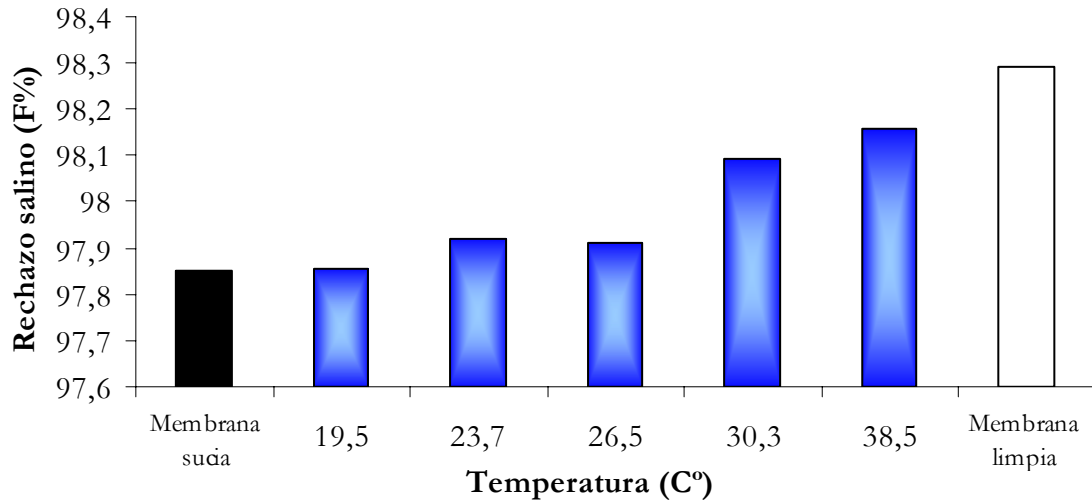


Figura 4.87. Variación del rechazo salino en función de la temperatura

En la *Tabla 4.23* se hace una comparación entre el caudal normalizado, y el rechazo salino de la membrana limpia, sucia y lavada, así como de los porcentajes de recuperación de ambas variables una vez realizados los lavados.

Tabla 4.23. Comparación del flujo de permeado y del rechazo salino de la membrana limpia, membrana sucia y membrana lavada a sí como el porcentaje de recuperación de las membranas después de los lavados.

	Membrana limpia	Membrana sucia	Membrana lavada	Porcentaje de recuperación
Flujo(L/m ² /día)	1027	743	929	63,47 %
Rechazo salino	99,2 %	97,85 %	98,15 %	22,88 %

Según estos resultados, la recuperación del permeado es de 63,47 % obteniéndose un nuevo valor del flujo de 929,04 L/m²/día, solo un 9,53 % menor al de la membrana limpia (1027 L/m²/día). Respeto al rechazo salino, el lavado a alta temperatura consiguió aumentar la selectividad de la membrana en solo 22,88 %, un porcentaje demasiado bajo comparándolo con los lavados anteriores. Esto significa que aunque la temperatura del lavado juega un papel importante en la recuperación de la permeabilidad de la membrana, su efecto sobre su selectividad no es muy notable.

EFECTO DEL pH

La *Tabla 4.24* representa los niveles de pH del agua del lavado utilizados con las membranas sucias.

Tabla 4.24. Niveles de pH utilizados en los lavados.

	pH
Primer lavado	6,71
Segundo lavado	7,81
Tercer lavado	8,41
Cuarto lavado	9,41
Quinto lavado	9,91

➤ *Efectividad del lavado:*

En la *Figura 4.88* se recoge la evolución del flujo de producto en ($\text{L}/\text{m}^2/\text{día}$) con el aumento del pH de la solución limpiadora y la comparación de los resultados con las membranas limpia y sucia.

En líneas generales, se puede observar una mejoría en el flujo del permeado con el aumento de pH de la solución del lavado, alcanzando un valor de $924,72 \text{ L}/\text{m}^2/\text{día}$ para un pH de 9,91, lo que significa una recuperación de 63,95% de la permeabilidad de la membrana.

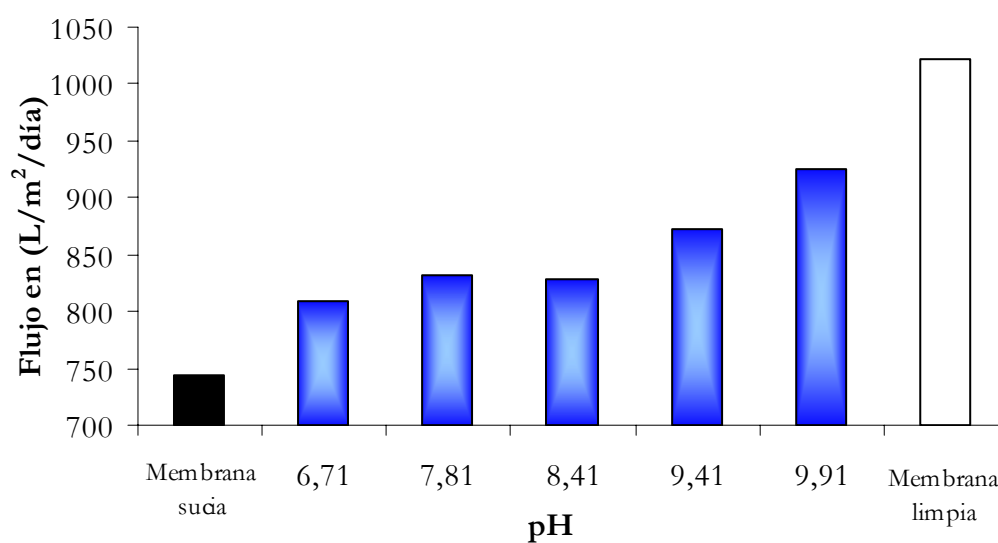


Figura 4.88. Variación del flujo de permeado $\text{L}/\text{m}^2/\text{día}$ en función del pH.

En la gráfica de la *Figura 4.89* se recoge la evolución del rechazo salino con el aumento del pH de la solución limpiadora y la comparación de los resultados con los de la membrana limpia y sucia.

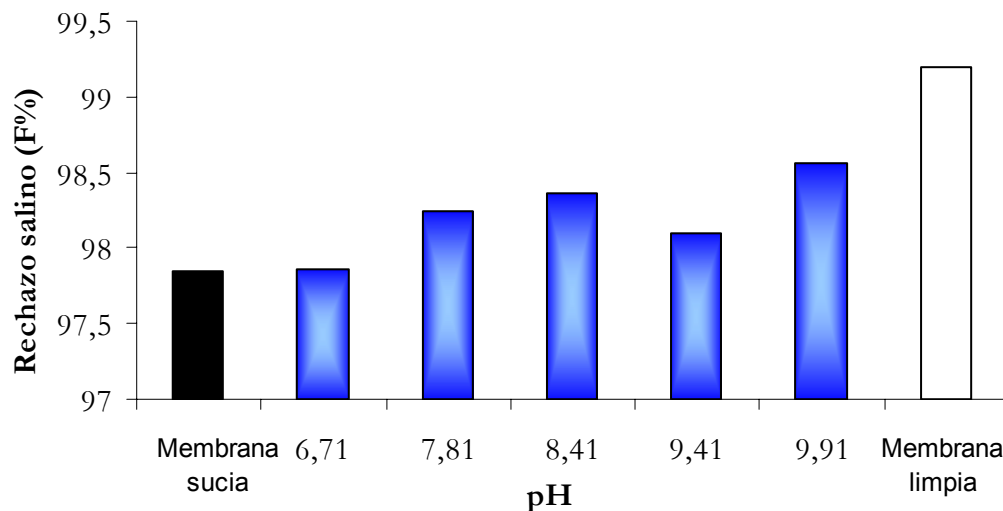


Figura 4.89. Variación del rechazo salino en función del pH.

Según la gráfica, y en general, al aumentar el pH de la solución del lavado aumenta la recuperación del rechazo salino de la membrana, aunque existe una pequeña desviación en esta tendencia para el pH = 9,41. Para pH de la solución de lavado de 9,91, el rechazo salino de la membrana alcanza un valor de 98,56%, que supone solo un 0,63% menor que el de la membrana limpia.

En la *Tabla 4.25* se hace una comparación entre el caudal normalizado, y el rechazo salino de la membrana limpia, sucia y lavada, así como de los porcentajes de recuperación de ambas variables una vez realizados los lavados.

Tabla 4.25. Comparación del flujo de permeado y del rechazo salino de la membrana limpia, membrana sucia y membrana lavada así como el porcentaje de recuperación de las membranas después de los lavados.

	Membrana limpia	Membrana sucia	Membrana lavada	Porcentaje de recuperación
Flujo(L/m ² /día)	1027	743	925	63,95 %
Rechazo salino	99,2 %	97,85 %	98,56 %	53,05 %

A partir de los resultados mostrados en la *Tabla 4.25*, la recuperación de permeabilidad es del 63,95% alcanzándose un nuevo flujo de 925 L/m²/día, que supone un 9,95% menor que el de la membrana limpia (1027 L/m²/día). La recuperación del rechazo salino ha sido elevada, alcanzándose una recuperación de 53,05% lo que supone un 0,63% menor que el de la membrana limpia. Se puede considerar por tanto, que el lavado sólo con agua destilada a pH básico no ha sido muy eficaz para una buena recuperación del caudal de permeado, aunque si para la recuperación del rechazo salino de la membrana. No es posible aumentar más el pH de trabajo, pues la membrana no tolera un pH superior a 10.

Los álcalis suelen actuar mediante diferentes mecanismos en su acción de limpieza: neutralización de los materiales ácidos (Ej.: ácidos grasos y ácidos húmicos), saponificación (hidrólisis) de grasas y aceites, y dispersión/emulsificación de los coloides. Por este motivo las bases son agentes de limpieza efectivos para la eliminación de sílice, coloides inorgánicos y otros compuestos de naturaleza orgánica y/o biológica por lo que el pH 9,91 puede dar un resultado considerable combinado con otros reactivos de limpieza.

4.5.6. CONDICIONES DEL LAVADO

A partir de los resultados de los ensayos realizados, se pueden establecer las condiciones en las que se tienen que efectuar los lavados de las membranas de ósmosis inversa. En este caso se han efectuado lavados utilizando una disolución de lavado consistente en usar:

- A. Las más altas concentraciones de los reactivos utilizados anteriormente y a un pH y temperatura elevados (*lavado en condiciones extremas*)
- B. Las condiciones óptimas de reactivos pH y temperatura ensayadas, entendiendo como *lavado en condiciones óptimas* aquellas concentraciones de reactivos que consiguen los mejores resultados, o al menos equivalentes a los mejores, empleando la menor cantidad posible del reactivo o reactivos estudiados.

En la tabla siguiente (*Tabla 4.26*) vienen reflejadas las condiciones de los dos lavados señalados.

Tabla 4.26. Condiciones de los dos tipos de lavado realizados a las membranas de ósmosis inversa.

	LAS	AEDT	HSO ₃ Na	pH	Temperatura	Tiempo
Condiciones extremas	1 g/m ²	12 g/m ²	20 g/m ²	9,91	38,5	30 min
Condiciones óptimas	0,4 g/m ²	12 g/m ²	8 g/m ²	9,87	30,3	30 min

4.5.7. RESULTADO DE LOS LAVADOS

La limpieza de la membrana implica interacciones químicas y físicas. Estas interacciones incluyen (i) la reacción química entre el agente de limpieza y los materiales que constituyen la capa adherida en la membrana y (ii) las interacciones entre la solución de limpieza y la membrana

En la *Tabla 4.27* aparecen recogidos las características de la membrana después de los lavados realizados bajo las condiciones señaladas en la *Tabla 4.26*, así como su comparación con las características de las membranas sucia y limpia.

Tabla 4.27. Comparación del flujo de permeado y del rechazo salino de las membranas limpias, sucia y después del primer y el segundo lavado así como el porcentaje de recuperación de la membrana después de los mismos.

	Membrana limpia	Membrana sucia	Membrana lavada		Recuperación (%)	
			Condiciones extremas	Condiciones óptimas	Condiciones extremas	Condiciones óptimas
Caudal nor.(L/h)	0,66	0,52	0,66	0,65	100	98,48
Rechazo salino (%)	99,2	97,85	98,96	98,92	82,63	79,89
Flujo (L/m²/día)	1027	743,22	1023,77	1008,71	99,68	98,21

Se pueden apreciar como después del lavado de la membrana en las condiciones extremas, la recuperación del flujo y del rechazo salino de la membrana ha sido espectacular puesto que la recuperación del flujo de permeado normalizado ha sido de 100% lo que significa que las membrana han recuperado totalmente las características de permeabilidad originales. El rechazo salino de la membrana no se ha recuperado en su totalidad pero ha alcanzado un 82,63%, que es un porcentaje bastante significativo.

Después del lavado en las condiciones óptimas, la membrana ha recuperado el 98,48% de su permeabilidad, un 1,52% menor que en el lavado en condiciones extremas, la recuperación aunque no ha sido total es bastante significativa. Respecto al rechazo salino, la membrana ha recuperado 79,89% del rechazo de sales, éste porcentaje es ligeramente más bajo respecto a la recuperación conseguida en el primer caso.

A partir de estos resultados se puede concluir que con ambos tipos de lavado se consigue un efecto sinérgico empleado de forma conjunta los agentes en la misma disolución de limpieza, ya que la efectividad es mayor que cuando se emplean los agentes de forma individualizada.

La posible explicación al efecto sinérgico de los reactivos de limpieza puede ser la siguiente. Las moléculas de LAS en agua se agregan formando micelas solubles, donde los grupos hidrofílicos están en contacto con las moléculas de agua (parte externa de las micelas), mientras que los grupos hidrófobos junto con la suciedad orgánica, están localizados en el interior de las micelas. Estos jabones se vuelven insolubles en condiciones ácidas, de ahí que se haya utilizado este compuesto en condiciones alcalinas ($\text{pH} = 9,91$), y además forman precipitados en presencia de iones divalentes. Para evitarlo se ha utilizado conjuntamente con el AEDT, que es un agente secuestrante que consigue retirar los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} de la solución. El pH básico utilizado también es efectivo y a partir de ciertos valores generan condiciones que pueden resultar limitantes para la supervivencia de la mayoría de los microorganismos.

El resultado conseguido en los dos lavados (condiciones óptimas y extremas) con LAS también se ve influenciado por la temperatura de la solución del lavado, dado que el LAS es generalmente más efectivo a elevadas temperaturas, debido a que se incrementa su solubilidad en agua

Además de aumentar la solubilidad de los reactivos, la temperatura tiene un impacto significativo en la eficacia y el índice de la limpieza de la membrana debido, probablemente, a que influye en el equilibrio de la reacción y a que realza la cinética de misma

El segundo aspecto importante en la limpieza de membranas era la compatibilidad química de la membrana y los productos químicos de la limpieza. Una membrana con alta tolerancia química permitirá una mayor libertad en seleccionar la composición, fuerza de las soluciones de la limpieza, así como las condiciones de temperatura y pH de la limpieza.

En el lavado con las condiciones extremas las membranas ha conseguido recuperar casi 100% de la permeabilidad de éstas, lo que significa que se ha solubilizado casi la totalidad de la materia depositada sobre la cara activa de la membrana. Respecto al rechazo salino, su recuperación aunque no ha sido total resulta bastante significativa. Se puede concluir que en las condiciones extremas es posible recuperar casi la totalidad de las características originales de la membrana.

En el lavado con las condiciones óptimas económicas, La acción combinada de los lavados ha conseguido una recuperación de 94% del caudal de permeado que corresponde a 98 % de recuperación del flujo ($L/m^2/día$). La recuperación del rechazo de sales tras este lavado ha sido del 80%. Se puede concluir que las condiciones óptimas económicas encontradas consiguen recuperar en gran medida las características originales de las membranas. El pH y la temperatura son factores que hay que tener en cuenta en la hora de limpiar una membrana dado que puede favorecer o no la acción de los reactivos empleados en los lavados.

Finalmente se ha podido comprobar que la secuencia óptima económica ensayada ha generado efectos muy similares a las condiciones extremas, empleando una menor cantidad de reactivos químicos. No obstante y a falta de posteriores experimentos, queda por confirmar la idoneidad de dicha secuencia disminuyendo aún más las concentraciones de dichos reactivos.

5. CONCLUSIONES

A la vista de los resultados de los estudios realizados se pueden extraer las siguientes conclusiones.

1. El ensuciamiento de las membranas por coloides se debe a la deposición de las mismas sobre las mismas. Esto se ve incrementado por la fuerza iónica de la disolución. La torta formada genera una resistencia al flujo del agua que hace que éste disminuye y empeora el rendimiento de la unidad.
2. Los resultados experimentales han demostrado que, la presencia de microorganismos en el agua de entrada a la unidad de ósmosis inversa genera una biopelícula compleja que conduce a un deterioro de los rendimientos de la unidad. Una adecuada desinfección mejora dicho rendimiento.
3. La desinfección del agua mejora los resultados operacionales frente a las aguas no desinfectadas. Por el contrario, en aguas muy cargadas dicha diferencia no tiene lugar. Ello sugiere la importancia de la eliminación de materia orgánica coloidal.
4. El tipo de configuración de los módulos de membranas (espiral o configuración plana) guarda una estrecha relación con las condiciones hidrodinámicas del sistema, y por tanto con el ensuciamiento de las mismas.
5. En las membranas con configuración en espiral el tipo de régimen de circulación del fluido es más turbulento que en las membranas de configuración plana, lo que provoca mayor agitación en la superficie de la capa activa y por tanto un menor ensuciamiento de las mismas.
6. Desde un punto de vista económico se recomienda utilizar las condiciones óptimas en los lavados de las membranas de ósmosis inversa, puesto que operando en las condiciones extremas se consigue recuperar solo un 2,74% de la permeabilidad y un 1,47% del rechazo salino más que en el caso de los lavados con condiciones óptimas. Esa pequeña mejoría no justifica soportar el aumento del coste económico que puede ser de casi el doble que en el caso de las condiciones extremas. Además, las membranas se preservan un poco más de la acción agresiva de los agentes limpiadores y es una solución, medioambientalmente, más compatible.

6. BIBLIOGRAFÍA

1. Adamczyk, Z.; Czarnecki, J.; Dabros, T. y Van de Ven, T.G.M. (1983). "Particle Transfer to Solid Surfaces". *Adv. Colloid Interface Sci.*, 19: 83-252.
2. AEMA (2001). "Sustainable Water Use in Europe". Part 2: Demand management. No 19 Environmental issue Report. European Environment Agency. <http://www.eea.eu.int/>
3. Al-gobaisi, D. M. K. (1999). "Water for Sustainable Development of the Arab World". Private communication.
4. Almás, K.A. (1985). "Applications of crossflow membrane technology in the fishing industry". *Desalination*, No. 53, pp. 167-180.
5. Al Zubari, K. (1997). "Towards the Establishment of a Total Water Cycle Management and Reuse Program in the GCC Countries". 7th Regional Meeting of the Arab National Committees of the International Hydrological Programme of UNESCO. Rabat, Morocco, 8-12 September. <http://unescocairo.org/Programmes/science/ihp/7thIHP.htm>
6. Amjad, Z. y Jeff, P. (1995). "Proceedings of the Southeast Desalting Association Conference Operating the Membrane Treatment Plant: Pre-treatment". Longboat Key, FL: SEDA, October 16-17 (1995).
7. Amjad, Z.; Workman, K. R. y Castete, D. R. (1993). "Considerations in Membrane Cleaning, Reverse Osmosis: Membrane Technology, Water Chemistry, and Industrial Applications". (Z. Amjad, ed.), Van Nostrand Reinhold, New York, p. 210.
8. Angelakis, A.; Durham B.; Do Monte M.H.F.; Salgot M.; Wintgens T.; Thoeve C. y Peitchev T. (2005). "Water Recycling and Reuse in Eureau Countries: With Emphasis on Criteria Used". EU1/2-05-WR-26(1), draft report dated 16 February 2005.
9. Angelakis, A. N. (2003). "Water Resources Management in Syria, with Emphasis on Non-Conventional Resources". FAO, RNE, Cairo, Egypt, pp. x, 176.
10. Angelakis, A. N. y Bontoux, L. (2001). "Wastewater Reclamation and Reuse in Eureau Countries". *Water Policy*, 3: 47-59.
11. Angelakis, A. N.; Marecos do Monte, H. M. y Asano, T. (2000). "Wastewater Reuse Practice in the Mediterranean Region. In: Advanced Wastewater Treatment and Reuse". Design, Operation and Maintenance. Training material. EW Leonardo da Vinci Programme, Chapter 9: pp.1-37.
12. Ansola, G. (2000). "Aspectos Ambientales en las Nuevas Fuentes de Suministro de Agua. Caudales Ecológicos y Reutilización". Química e Industria, Febrero, 2000.
13. APHA-AWWA y WPCF (1992). "Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales". Ed. Díaz de Santos, S.A.
14. Asano, T. & Levine, A. (1995). "Wastewater Reuse: a Valuable Link in Water Resources Management". *Water Quality International*, 4: 20-24.

15. Augusto-Pinto, L.; Regis da Silva, C. G.; Oliveira Lopes, D.; Machado- Silva, A. y Renato Machado, C. (2003). "*Escherichia Coli as a Model Sistem to Study DNA Repair Genes of Eukaryotic Organisms*". Genetic and molecular Research. 2 (1): 77-91.
16. Aznar-Carrasco, A. (2000). "*Técnicas de Aguas Problemática y Tratamiento*". 3ª edición.
17. Bahri, A. (2001). "*Irrigation with reclaimed water in tunisia and in middle eastern countries*". Comunicación presentada en The 21st Century International Conference & Exhibition on Developing Strategy of Urban Wastewater Treatment and Reuse. noviembre 27-29, 2001, Beijing, China. <http://211.147.14.17/lianmeng/21cnwater/eng-art/2001/ajs.htm>
18. Baker, J. S. y Dudley, L. Y. (1998). "*Biofouling in Membrane Systems-A Review*". Desalination, 118: 81-90.
19. Barak, Y.; Cohen-fix, O. y Liben, Z. (1995). "*Deamination of Cytosine-Containing Pynimidine Photodimers in UV-Irradiated DNA. Singnificance for UV Light Mutagenesis*". The Journal of Biological chemistry. 270 (41): 24174-24179.
20. Barbagallo, S.; Cirelli G.L.; e Indelicato, S. (2001). "*Wastewater Reuse in Italy*". Wat. Sci. Tech., Vol 43 (10), pag. 43-50.
21. Bazza M. (2003). "*Wastewater Recycling and Reuse in the Near East Region: Experience and Issues*". Water Supply, 3(4), 33-50.
22. Beatson, P. J. y Fane, A. G. (1999). "*Distribution of Fouling on Spiral Wound RO Membranes Fed With Sewage Effluent*". Proc. ICOM'99, Toronto, Canadá.
23. Beatson, P. J.; Schneider, R. P. y Fane, A. G. (1998). "*Water Reclamation from Municipal Wastewater Using Combined Micro Filtration-Reverse Osmosis (ME-RO): Preliminary Performance Data and Microbiological Aspects of System Operation*". Desalination, 116 (1998) 65-80.
24. Belfort, G.; Davis, R. H. y Zydney, A. L. (1995). "*The Behaviour Of Suspensions And Macromolecular Solutions in Crossflow Microfiltration*". J. Membr. Sci., 96: 1-58.
25. Belfort, G. (1989). "*Fluid Mechanics in Membrane Filtration: Recent Developments*". J. Membr. Sci. 40 (1989): 123-147.
26. Bhattacharyya, D.; Adams, R. y Williams, M. (1989). Prog. Clin. Biol. Res., 292 (1989) 153.
27. Bird, R.B. y Stewart, W. (1960). "*Transport Phenomena*". Willey, New York Chp. 17.
28. B.O.E. (2002). "*Resolución de 2 de Abril de 2002, de La Secretaría General de Medio Ambiente, Sobre la Evaluación de Impacto Ambiental del Proyecto de Construcción de un Depósito de Regulación de las Aguas Saladas y Depuradas en Gáldar, Término Municipal de Gáldar (Gran Canaria), de la Dirección General de Desarrollo Rural del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*". B.O.E. nº 102, 29 de abril de 2002.

29. B.O.E. (2002a). “Resolución de 1 de Julio De 2002, de la Secretaría General de Medio Ambiente, Sobre da Evaluación de Impacto Ambiental del Proyecto de Ampliación y Remodelación de la Estación Depuradora de Aguas Residuales y Emisario Submarino de Fuengirola (Málaga) de la Confederación Hidrográfica del Sur”. B.O.E. nº 168, 15 de julio de 2002.
30. B.O.E. (2001). “Ley 10/2001, de 5 de Julio, del Plan Hidrológico Nacional”. B.O.E. nº 161, 6 de julio de 2001.
31. B.O.E. (2001a). “Ley 1/2001, de 20 de Julio, por el que se Aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas”. B.O.E. nº 176, 24 de Julio de 2001.
32. B.O.E. (1996). “Real Decreto 509/1996, de 15 de Marzo, de Desarrollo del real Decreto-ley 11/1995, de 28 de Diciembre, por el que se Establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas”. B.O.E. nº 77, 29 de Marzo de 1996.
33. B.O.E. (1995). “Real Decreto Ley 11/1995, de 28 de Diciembre, por el que se Establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas”. B.O.E. nº 312, 30 de Diciembre de 1995.
34. B.O.E. (1990). “Real decreto 1138/1990, de 14 de Septiembre, por el que se Aprueba la Reglamentación Técnico-sanitaria para el Abastecimiento y Control de Calidad de las Aguas Potables de Consumo Público”. B.O.E. nº 226, 20 de Septiembre de 1990.
35. B.O.E. (1990b). “Real Decreto 1310/1990, de 29 de Octubre de 1990, por el que se Regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario”. B.O.E. nº 262, de 1 de Noviembre de 1990.
36. B.O.E. (1988). “Real decreto 927/1988, de 29 de Julio, por el que se Aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en el Desarrollo de los Títulos ii y iii de la Ley de Aguas”. B.O.E. nº 209, de 31 de Agosto de 1988.
37. B.O.E. (1985). “Ley 29/1985, de 2 de Agosto, de Aguas”. B.O.E. nº 189, 8 de Agosto de 1985.
38. Brandt, D.C.; Leitner, G.F. y Leitner, W.E. (1992). “Reverse Osmosis Membranes”. State of the Art, in: Z. Amjad (ed.), Reverse Osmosis, Van Nostrand Reinhold, New York, USA.
39. Cajigas, a (2002). “Panorama de la Reutilización en España”. Seminario aeas-eureau sobre reutilización de aguas en la Unión Europea. Madrid.
40. Carr, R. (2002). “Who Guidelines for the Safe use of Wastewater and Excreta in Agriculture: Addressing Current and Future Challenges”. Seminario aeas-eureau sobre reutilización de agua en la Unión Europea. Madrid, 6 y 7 de junio de 2002.
41. Chao, A.C.; Machemehl, J.L. y Galarranga, E. (1980). “Ultrafiltration treatment of seafood processing wastewaters”. Proc. of the 35th Purdue Univ., Ann. Arbor Science Publisher Inc., Michigan, pp. 560-570.

-
42. Characklis, W. G. (1981a). "Microbial Fouling: a Process Analysis". En E.F.C. Somerscales, J.G. Knudsen (Eds), Fouling of Heat Exchanger Equipment, Hemisphere, Washington D.C., 1981, pp. 251-291.
 43. Chaussier, J.L. (1996). "Etablissement d'un projet de traitement et valorisation des dechets d'un chai vinicole". Memoire d'ingenieur. Université Bordeaux I, Francia.
 44. Chellam, S. y Wiesner, M. R (1997). Environm. Sci. Technol., 31(3), 819-824.
 45. Cohen, R. D. y Probstein, R. F. J. (1986). "Colloidal Fouling of Reverse Osmosis Membranes". J. Colloidal Interface Sci., 114: 194-207.
 46. Comstock, D. y Wesson, W. (2001). "Limpieza de membranas espirales de ósmosis inversa". Tecnología de las Membranas, Energuia.
 47. Consejería de Salud (1994). "Criterios para la Evaluación Sanitaria de Proyectos de Reutilización Directa de Aguas Residuales Urbanas Depuradas". Consejería de Salud (Junta de Andalucía). ed. a. Castillo. 255 p. Granada.
 48. Cortés, T. (2000). "Aprovechamiento Integral Directo de Efluentes Depurados en la Comarca del Campo de Dalías". I Congreso AEDyR, Murcia.
 49. CSE, (Conseil Supérieur de l'Eau), 1988 and 1994, Marruecos.
 50. Cowan, J. A. C.; Mactavish, F.; Brouckaert, C. J. y Jacobs, E. P. (1992). "Membrane treatment strategies for red meat abattoir effluents". Wat. Sci. Tech., Vol. 25, No. 10, pp. 137-148.
 51. Crook J.; Mosher, J. y Casteine, J. (2005). "Status and Role of Water Reuse: an International View". Report to the Global Water Research Coalition, pre-publication version 3/2005, 133 pp.
 52. Cullimore, D. R. (1992). "Practical Manual of Groundwater Microbiology". Lewis Michigan.
 53. Del Castillo, L. F. (1997). "El Fenómeno Mágico de la Ósmosis". Progreso, S. A. (IEPSA), Calzada de San Lorenzo 244, 09830 México, D. F.
 54. Del Rosario, E.J.; Bergonia, H.A.; Madamba, L.P.SP. y Barbosa, R.N. (1986). "Ultrafiltration of fish processing wastes using polyamide membranes". Transactions National Academy of Science Technology, No. 8, pp. 191-205.
 55. Del Vigo, F.; Gallego, S. y Seplveda, J. (2006). "Soluciones al Ensuciamiento de Membranas en Instalaciones de Ósmosis Inversa". Agua Latinoamerica V6N4: Volumen 6, Número 4.
 56. Del Vigo, F. y Annunziata, U. (2001). "Autopsia y Limpieza de Membranas". Congreso AEDyR, Alicante.
 57. Del Vigo, F. y Fazel, M. (2000). "Ensuciamiento de Membranas en Plantas de Osmosis Inversa Industriales y Municipales". PermaCare Internacional, AEDyR 2000, Murcia.
-

-
58. Departamento de Servicios Sanitarios de California (1978). "*Wastewater Reclamation Criteria*". California Administrative Code, Title 22, Division 4. California Department of Health Services, Berkeley, California.
 59. Devlin, T.M. (2000). "*Bioquímica*". Ed. Reverté, S.A. 3ª edición. Vol. II. Cap. 15.
 60. Diario Oficial de la Generalidad de Cataluña Departamento de medio ambiente y vivienda. (2006). DOGC núm. 4679.
 61. D.O.C.E. (1991). "*Directiva 91/271/ce del Consejo de 21 de Mayo de 1991, Sobre Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas*".
 62. D.O.C.E. (1991a). "*Directiva 91/492 del Consejo por la que se fijan las normas sanitarias aplicables a la producción y puesta en el mercado de moluscos bivalvos para el consumo humano*".
 63. Do Monte Marecos, H.; Angelakis, A. y Asano, T. (1996). "*Necessity and Basis for Establishment of European Guidelines for Reclaimed Wastewater in the Mediterranean Region*". Wat. Sci. Tech., Vol 33 (10-11), pag. 303-316.
 64. Dornier, M. y Bennasar, M. (1991). "*Essai de récupération de protéines dans les eaux de collecte*". IAA, No. 108, pp. 953-960.
 65. Elimelech, M.; Zhu, X.; Childress, A.E. & Hong, S. (1997). "*Role of Membrane Surface Morphology in Colloidal Fouling of Cellulose Acetate and Composite Aromatic Polyamide Reverse Osmosis Membranes*". J. Membr. Sci., 127: 101-109.
 66. Elimelech, M.; Gregory, J.; Jia, X. y Williams, R. A. (1995). "*Particle Deposition and Aggregation: Measurement, Modeling, and Simulation*". Butterworth-Heinemann: Oxford.
 67. Elimelech, M.; Wiliam, H. y Waypa, J.J. (1994). "*Measuring the Zeta (Electrokinetic) Potential of Reverse Osmosis Membranes By A Streaming Potential Analyzer*". Desalination, University of California, USA.
 68. Erguía, E. (1998). "*El problema del Biofouling en Intercambiadores de Calor-Condensado Refrigerados por Agua de Mar*". Servicio de publicaciones de la Universidad de Cantabria.
 69. Escudier, J.L. (1993). "*Les nouveaux produits de la vigne. Intérêts et perspectives*". Bulletin de l'OIV, 747-748, pp. 405-420.
 70. Fane, A.G. (1989). "*Ultrafiltration: Factors Influencing Flux and Rejection*". En: R.J. Wakeman (Ed.), Progress in Filtration and Separation, vol. 4, Elsevier Science, Amsterdam, 1986, pp. 101-179.
 71. FAO. (2002). "*The use of treated wastewater (TWW) in forest plantations in the near east region*". Décima quinta sesión de la Comisión de Silvicultura del Oriente. Khartoum, Republic of the Sudan, 28-31. <http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/004/AB400E.htm>
-

-
72. FAO. (2000). *“Water Quality Management and Pollution Control in the Near East: An Overview. Regional Workshop on Water Quality Management and Pollution Control in the Near East”*. Cairo, Egypt.
 73. Fariñas, M. (2001). *“Nuevos Sistemas de Tratamiento en la Reutilización de Aguas Depuradas”*. congreso AEDyR, Alicante, 2001.
 74. Fariñas, M. (1999). *“Ósmosis inversa. Fundamentos, tecnología y aplicaciones”*. Ed. McGraw-Hill, S.A. Aravaca (España).
 75. Fergusson, J. E. (1990). *“The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects”*. 614 pag. Pergamon Press, Oxford, Inglaterra.
 76. Fernando, T. (1980). *“Utilization of paunch content material by ultrafiltration”*. Process Biochemistry, March, pp. 7-9.
 77. Flemming, H. C.; Schaule, G. y McDonough, R. (1993). *“How do Performance Parameters Respond to Initial Biofouling on Separation Membranes”*. Vom Wasser 80 (1993) 177- 186
 78. Flemming, H. C. (1993). *“Mechanistic Aspects of RO Membrane Biofouling and Prevention”*. Reverse Osmosis: Membrane Technology, Water Chemistry, and Industrial Applications, Z. Amjad, ed., Van Nostrand Reinhold, New York.
 79. Flemming, H. C; y Schaule, G. (1988). *“Biofouling of Membranes a Microbiological Approach”*. Desalination, 70 (1988) 95-119.
 80. Florida, Department of Environmental Protectt (1996). ReusE of Reclaimed Water and Land Application-of Florida Administration. Code Capit 62-610.
 81. Frindberg, E.C. (2003). *“DNA Damage and Repair”*. Nature. 421: 436-440.
 82. Gaeta, S.N. (1992). *“Application of Membrane Processes to Textile Industry: Development of Specific Membrane and Proces”*. 4th Brite-EuRam Conference Processing, Seville, 86-89
 83. Gaiker®. (2001). *“Tecnologías limpias aplicables a la recuperación de productos de corrientes líquidas”*. Zamudio, Noviembre de 2001.
 84. Garcia Morales, J.L. (1997), *“Dinámica d Colonización de la Biopelícula Bacteriana en Reactores Anaerobios Termofílicos”*. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
 85. Gare, S. (2002). *“RO System: the Importance of Pre-treatment”*. www.filtsep.com.
 86. Gésan, G.; Daufin, G. y Merin, U. (1995). *“Performance of Whey Crossflow Microfiltration during Transient and Stationary Operating Conditions”*. J. Membrane Science, 104, 271-281
 87. Ghayeni, S. B. S.; Beatson, P. J.; Schnicker, R. P. y Fane, A. G. (1998). *“Adhesion of Waste Water Bacteria to Reverse Osmosis Membranes”*. J. Membr. Sci., 138 (1998) 29-42
-

88. Ghayeni, S. B. S.; Beatson, P. J.; Schneider R. P.; Fane, A. G. (1998). "*Water Reclamation from Municipal Wastewater Using Combined Micro Filtration-Reverse Osmosis (ME-RO): Preliminary Performance Data and Microbiological Aspects of System Operation*". Desalination 116 (1998) 65-80.
89. Grasmick, A.; Diaz, J.F.; Laserre, J.C.; Buisson, X.; Lamaze, B. y Amblard, P. (1994). "*Tests of Nanofiltration in Wineries Wastewaters Treatment*". Op. Cit., pp. 19-25.
90. Green, D.; Tzou, L.; Chao, A.C. y Lanier, T.C. (1984). "*Strategies for handling soluble wastes generated during minced fish (surimi) production*". Waste Conference Purdue University 1984, pp. 565-572.
91. Gustav, P. S. (2001). "*Introducción a la teoría y practica de la técnica de membranas*", PS Prozesstechnik GMBH.
92. Guy, D. (1980). "*Biodegradation of cellulosic membranes at the Rosswell and Yuma desalination test facilities*". Pure Water, Vol. 2, International Desalination and Environmental Association, Teaneck, New Yersey.
93. Hart, O. y Squires, R.C. (1985). "*The role of membrane technology in industrial water and wastewater management*". Desalination, No. 56, pp. 69-87.
94. Hernández, A.; Tejerina, F.; Arribas, J. I.; Martínez, L. y Martínez, F. (1990). "*Microfiltración, ultrafiltración y ósmosis inversa*". Ed.: Universidad de Murcia.
95. Howard, W. L. y Wilson, B. A. (1993). "*Chelating Agents*". Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, 4th ed. (J.L. Kroschwitz and M. Howe-Grant, eds.), John Wiley y Sons, New York, 1993, vol. 5, p. 764.
96. Hunter, R. J. (1981). "*Zeta Potential in Colloid Science*", Academic Press, New York.
97. Iglesias, R.; (2005). "*Escenarios Existentes y propuestas para el Avance de la Regeneración y Reutilización de Aguas en España*". Lloret de Mar, Costa Brava, Girona.
98. Jaouen, P.; Schumpf, J. P. y Berot, S. (1993). "*Industrial applications of membranes for the treatment of protein solutions- seafoods, meat & poultry, vegetables*". Membrane Processes in the Food Industry, Oviedo, November 18-19, 51-67.
99. Jaouen, P.; Bothorel, M. y Quéméneur, F. (1990). "*Membrane processes utilizations in fishing industries and aquacultural farming*", Vth World Filtration Congress, Nice, June 5-8, Vol. 1, pp. 523-535.
100. Juanicó M.; Salgot M., (2005). "*Water Reuse in the Northern Mediterranean*". Technical Workshop: The integration of reclaimed water in water resource management, Costa Brava, Girona.
101. Jucker, C.; Clark, M. M. (1994). "*Adsorption of Aquatic Humic Substances on Hydrofobic Ultrafiltration Membranes*". J. Membr. Sci., 97: 37-52.

-
102. Kamizoulis, G.; Bahri A.; Brissaud, F. y Angelakis, A.N. (2003). "Wastewater Recycling and Reuse Practices in Mediterranean Region": Recommended Guidelines. MED-REUNET Mediterranean Network on Wastewater Reclamation and Reuse. Case Studies <http://www.med-reunet.com/home.asp>
103. Kamizoulis, G. (2003). "Wastewater Recycling and Reuse in Mediterranean Countries: Recommended Guidelines".
104. Kutz, S.; Bentley, D.; Sinclair, N. y Kelley, L. (1986). "Morphological Diversity of a Bacterium Resembling *Seliberia*: An Electron Microscopic Evaluation of Nutritional Effects". Abstract of the Annual meeting of the American Society for Microbiology, Washington, D.C.
105. Linde, K. y Jönsson, A. (1995). "Nanofiltration of salt solutions and landfill leachate". Desalination, 103: 223-232.
106. López-Ramírez, J.A. (1998). "Optimización de una Planta Experimental para la Reutilización de Aguas Residuales Urbanas". Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz.
107. Maartens, A.; Swart, P. y Jacobs, E. P. (1996). "Characterization Tech-Niques for Organic Foulants Adsorbed Onto Flat-Sheet UF Membranes Used in Abattoir Effluent". J. Membr. Sci. 119 (1996): 1-8.
108. Maartens, A.; Swart, P. y Jacobs, E. P. (1996a). "An enzymatic approach to the cleaning of UF membranes fouled in abattoir effluent". J. Membr. Sci. 119 (1996) 9-16.
109. Marshall, D. (1985). "Mechanisms of Bacterial Adhesion at Solid-Water Interfaces". En D.C. Savage and M. Fletcher, eds. Bacterial Adhesion, Mechanisms and Physicological Significance, Plenum Press, New York, p. 133.
110. Martín-Benito, J. M. T.; Ortega-Álvarez, J. F.; De las heras-ibáñez, J. y Martínez-galán, I. (2004). "El Agua de Consumo en Castilla-La Mancha, Análisis Comparativo". Albacete.
111. Marrero, M^a; Delgado, S. y Aguiar, E. (2001). "Reutilización de Aguas Residuales para la Agricultura en Canarias". Conferencia Internacional "El Plan Hidrológico Nacional y la Gestión Sostenible del Agua. Aspectos medioambientales, Reutilización y Desalación". Zaragoza (España), 13- 14 Junio 2001
112. Michel, T. (1998). "Tratamientos Avanzados para la Regeneración del Agua". Jornadas Técnicas: La Gestión del Agua Regenerada. Palamós, Costa Brava, España, Junio 1998.
113. Motomura, H. y Taniguchi, Y. (1981). "Durability Study of Cellulose Acetate Reverse Osmosis Membrane under Adverse Circumstances for Desalting". En A.F. Turbak, ed. Synthetic membranes, Vol. 1: Desalination, American Chemical Society, Washington, D.C. p. 79.
114. Mujeriego, R. (1994). "La Reutilización Planificada de Efluentes". Jornadas Internacionales sobre Aguas Residuales Urbanas e Industriales: Depuración, Gestión y Reutilización, Sevilla.
-

-
115. MEDAWARE, (2004). *“Evelopment of Tools and Guidelines for the Promotion of the Sustainable Urban Wastewater Treatment and Reuse in the Agricultural Production in the Mediterranean Countries”*. Roepan Commission Euro-Mediterranean Partnership.
116. MIMAM. (2000). Ministerio de Medio Ambiente. *“Propuesta de Calidades Mínimas Exigidas Para la Reutilización Directa de Efluentes Depurados Según los Distintos Usos Posibles, así como de Aspectos Relativos a la Metodología, Frecuencia de Muestreo y Criterios de Cumplimento de los Análisis Establecidos, para Incluir una Normativa de Carácter Estatal Seminario Aeas-Eureau sobre Reutilización de Agua en la Unión Europea”*. Madrid.
117. MMA, (2007). *“Perfil Ambiental de España 2006”*, Subdirección General de Infraestructuras y Tecnología. Dirección General del Agua. Ministerio de Medio Ambiente.
118. MMA, (2007). *“Proyecto de Real Decreto por el que se Establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas”*, Dirección General del Agua. Ministerio de Medio Ambiente. 11 de Junio del 2007.
119. MMA, (2005). *“Regeneración y Reutilización de aguas en el marco del Programa A.G.U.A.”*. Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad, Dirección General del Agua. Ministerio de Medio Ambiente.
120. National Academy of Science y National Academy of Engineering (1973). *“Water Quality Criteria 1972”*. Report of the Committee on water quality criteria. Ecological Research Series. EPA-R3-73-033, 594 pp., U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
121. Nyström, M. y Zhu, H. (1998). *“Characterisation of Cleaning Result Using Combined Flux and Streaming Potencial Methods”*. Journal of Membrane Science. 131, 195-202.
122. Olcina C. J. (2002). *“Nuevos Retos en Depuración y Desalación de Agua en España”*. Departamento de Análisis Geográfico Regional Universidad de Alicante, Investigaciones Geográficas, nº 27 pp. 5-34.
123. Otero, J.A.; Cantoral, G.; Catoral, L.A.; Arce, R. y Poza, A. (1997). *“Comportamiento de Membranas Industriales de Osmosis Inversa: Correlaciones Entre Parámetros de Transporte y Operación”*. XI Encontro Galego Portugues de Química. Ingeniería Química: 10.05 pp. 355-356. Ferrol.
124. Otero, J.A.; Colina, J.M.; Lena, G. y Mazarrasa, F. O. (2005) *“Procesos de membranas mediante gradiente de presión”*. Departamento de Ingeniería Química y Química Inorgánica. Universidad de Cantabria. E.T.S. de Ingenieros Industriales y de Telecomunicación.
125. OMS. (2004). *“Alcanzar los ODM en Materia de Agua Potable y Saneamiento”*. Organización Mundial de la Salud y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. New York/Ginebra. <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2004/pr58/es/index.html>
-

-
126. O.M.S. (1990). Organización Mundial de la Salud. "Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Medidas de protección de la salud pública". Mara, D. y Cairncross, S. Ginebra, 214 pp.
127. OMS. (1989). "*Directrices Sanitarias sobre el Uso de Aguas Residuales en Agricultura y Acuicultura*". Organización Mundial de la Salud. Serie de informes técnicos 778. Ginebra, Suiza.
128. Palacios, E. y Malfeito, J. (2000). "*Membranas en el tratamiento de agua. Su geometría y aplicaciones*". PRIDESA I Congreso Nacional, La Desalación y Reutilización como Alternativa Real a la Sequía, Murcia.
129. Pang, Q.; Hays, J.B.; Rajagopal, I. y Schaefer, T.S. (1993). "*Selection of Arsbidopsis Cdnas That Partially Correct Phenotypes of Escherichia Coli DNA-Damage-Sensitive Mutants And Análisis of Two Plant Cdnas That Appear to Express UV. Specific Dark Repair Activities*". Plant Molecular Biology. 22 (3): 411-426.
130. Paulson, J.D.; Wilson, R.L. y Spatz, D.D. (1984). "*Crossflow membrane technology and its applications*". Food Technology, Diciembre, pp. 77-85.
131. Petersen, R. J. (1986). "*The Expanding Roster of Commercial Reverse Osmosis Membranes*". Proc., First Biennial conference of NWSLA, Washington, DD., June 8-12, 1986, pp. 1-18, Drf. 2.B.
132. Pineda, M. (2002). "*El Aborro, la Eficiencia y la Racionalidad en la Gestión del Agua Son Tres Pilares Básicos en el Plan Hidrológico Nacional (PHN) a los que Irán Destinados más de 18.000 Millones de Euros, el 84 por Ciento de su Presupuesto Total*". Ambienta.
133. Piqué, G. G. (1989). "*Manual Práctico de Osmosis Inversa*". UOP Fluid Systems.
134. Poch-Espallargas, M. (1999). "*Las Calidades del Agua*". Rubes editorial, s.l.
135. PSARI (Programa de Sanejament d'Aigües Residuals Industrials), (2003). Generalitat de Catalunya, Departament di medi ambient.
136. Puertas, M.J. (1992). "*Genética. Fundamentos y Perspectivas*". Ed. Interamericana-McGrawb Hill. Cap. 23.
137. QWRS (2001). "*Queensland Water Recycling Strategy*". The Environmental Protection Agency and the Queensland Parks and Wildlife Service.
<http://www.env.qld.gov.au/environment/environment/>
138. Ridgway, H. F. (1991). "*Bacteria and Membranes: Ending a Bad Relationship*". Desalination, 83 (53)
139. Ridgway, H. F. (1988). "*Microbial Adhesion and Biofouling of Reverse Osmosis Membranes*". En Parekh BS (ed) Reverse Osmosis Technology: applications for high purity water production. Marcel Dekker, Nueva York, Basel. pp. 429-481.
-

-
140. Ridgway, H. F.; Rigby, M. G. y Argo, D. G. (1985). "Bacterial Adhesion and Fouling of Reverse Osmosis Membranes". Journal AWWA (1985) 97-106.
141. Ridgway, H. F.; Kelly, A.; Justice, C. A. y Olson, B. (1983). "Microbial Fouling of Reverse Osmosis Membranes Used in Advanced Wastewater Treatment Technology: Chemical, Bacteriological, and Ultrastructural Analyses". Appl. Environ. Microb. 47: 61-67.
142. Romo, R. y Pitts, M. (1998). "Application of Electrotechnology for Removal and Prevention of Reverse Osmosis Biofouling". AIChE Spring Meeting, New Orleans, LA, March 8-12.
143. Rowley, L. H. (1992). "A screening of 12 biocides for potential use with cellulose acetate reverse osmosis membranes". Desalination, 88:71.
144. Rubio, M. (2000). "Reutilización de Aguas Residuales. Calidad requerida y costes asociados". I Congreso AEDyR, Murcia
145. Safarik, J.; Williams, J. y Ridgway, H. (1989). "Analysis of Biofilm From Reverse Osmosis Membranes by Computer-Programmed Polyacrilamide Gel Electrophoresis". Proceedings of the American Society for Microbiology, Mayo, Nueva Orleans, LA.
146. Salcedo, I.; Andrade, J. A.; Quiroga, J. M. y Nebot, E. (2007). "Photoreactivation and Dark Repair in UV-Treated Microorganisms: Effect of Temperature". Applied and Environmental Microbiologie. Marzo 2007, vol 73, N° 5, Pag 1594-1600.
147. Salcedo, I.; Andrade, J. A.; Quiroga, J. M. y Nebot, E. (2007). Modelin Of Reactivation After UV Disinfection: Effect of UV-C dose on Subsequent Photoreactivation and Dark Repair". Water Research (aceptado en prensa).
148. Salgot, M. (2000). "Normas de Buena Práctica en la Reutilización de Aguas". Tecnoambiente. 28/99: 5-9.
149. Sanchez S. J. M. (2001). "Ensuciamiento y deterioro de la membranas". AEDyR, N°2. Junio 2001.
150. Schwinge, J.; beatson, P. J.; Wiley, D. E. y Fane, A. G. (2001). "Simulation of The Performance of Spiral Wound Modules to Assess Fouling Behaviour". Engineering With Membranes, Granada, Spain, 2001.
151. Shelef, G. y Azov, Y. (1996). "The Coming of Era of intensive wastewater reuse in the Mediterranean region". Wat. Sci. Tech., Vol. 33 No 10-11 pag. 115-125
152. Shih, J. C. H. y Kozink, M. B. (1980). "Ultrafiltration treatment of poultry processing wastewater and recovery of nutritional by-product", Poultry Science, No. 59, 247-252.
153. Sinclair, N. (1982). "Microbial degradation of reverse osmosis desalting membranes". Operation and Maintenance of the Yuma Desalting Test Facility. Vol. IV, U.S. Department of Interior, Bureau of Reclamation, Yuma, Arizona.
-

-
154. Sourirajan, S. (1970). "Reverse Osmosis". Academic Press, New York, Chap. 2.3.
155. Squires, R. C. (1985). "Membrane techniques for renovating industrial effluents". Aqua, No. 3, 160-171.
156. Smith, K. E. y Bradley, R. L. (1985). "Effectiveness and Corrosion Problems of Bisulphite as a Sanitizer for Polysulfone Ultrafiltration Membranes". Fouling and Cleaning in Food Processing. (D. Lung, E. Plett, and C. Sandu eds.), Extension Duplicating, University of Wisconsin, Madison, WI, p. 410.
157. Speitel, G. E. y Didiano, F.A; (1987). "Biofilm Shearing under Dynamic Conditions". J. Enging. Vol 113, pp. 464-475.
158. Stent, G.S y Calendar, R. (1981). "Genética Molecular". 2ª edición. Ed. Omega, S.A. Cap. 19.
159. Stephenson, T. (2000). "Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment". London IWA.
160. Strickberger, M.W. (1988). "Genética". 3ª edición. Ed. Omega, S.A. Cap. 24.
161. Tchobanoglous, G.; Darby, J.; Bourgeois, K.; McArdle, J. Genest; P. Tylla, M. (1998). "Ultrafiltration as an Advanced Tertiary Treatment Process for Municipal Wastewater". Desalination, 119: 315-322.
162. Tchobanoglous, G. y Angelakis A. (1996). "Technologies for wastewater treatment appropriate for reuse: potential for applications in Greece". Wat. Sci. Tech., Vol 33 No 10-11 pag 15-24
163. Uche-Marcuello, F. J. (2000). "Análisis Termoeconómico y Simulación de una Planta Combinada de Producción de Agua y Energía". Tesis doctoral, Universidad de Zaragoza.
164. USEPA, (2004). "Guidelines for Water Reuse". Report EPA/625/R-04/108, 450 pp.
165. USEPA, United States Environmental Protection Agency and United States Agency for International Development (1992). "Manual on Guidelines for Water Reuse". EPA/625/R-92/004, September 1992. Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio.
166. Valero, A.; Uche, J. y Serra, L. (2002). "La desalación como alternativa al Plan Hidrológico Nacional". <http://circe.cps.unizar.es/spanish/isgwes/spain/desala.html>
167. Weber, J. Jr. (1979). "Handbook of chemistry and physics". 64th Ed., CRC Press, Cleveland. E.E.U.U.
168. Welsh, F.W. y Zall, R.R. (1983). "Use of a model scale system for recycling spent fishery brines". Journal of Food Protection, Vol. 46, No. 12, pp. 1026-1031.
169. Wicken, A. (1985). "Bacterial Cell Walls and Surfaces". En D.C. Savage and M. Fletcher, eds. Bacterial Adhesion, Mechanisms and Physico-logical Significance, Plenum Press, New York, p. 45.
-

-
170. Wiesner, M. R. y Chellam, S. (1999). "*The Promise of Membrane Technology*". September 1, 1999/ Volume 33, Issue 17/ pp. 360A-366A.
171. Wiesner, M. R.; Clark, M. M. y Mallevialle, M. (1989). J. Environ. Eng., 115(1): 20-40.
172. Winfield, B. A. (1986). "*Waste Treatment with Reverse Osmosis Membranes*". Membrane Separations in Biotechnology (W.C. McGregor, ed.), Marcel Dekker, New York, p. 335.
173. Winfield, B. A. (1979). Water Res., 13: 561-564.
174. Whittaker, C.; Ridgway, H. y Olson, B. (1984). "*Evaluation of cleaning strategies for removal of biofilms from reverse osmosis membranes*". Appl. Environ. Microbiol., 48: 395-403.
175. Yang, Y. C. y Dickson, J.M. (1985). Proceedings: 46th International Water Conference: Pittsburgh.
176. Zaidi, A. (1992). "*Ultra and Nanofiltration in Advanced Effluent Treatment Schemes for Pollution Control in Pulp and Paper Industry*". Wat. Sci. Tech., 25(10), 263-276.
177. Zhu, X. y Elimelech, M. (1997). "*Colloidal Fouling of Reverse Osmosis Membranes: Measurements and Fouling Mechanisms*". Environ. Sci. Technol., 31: 3654-3662.
178. Zhu, X.; Ph. D. (1996). Dissertation, University of California, Los Angeles.
179. Zhu, X. y Elimelech, M. (1995). J. Environ. Eng. ASCE, 121: 884-893.

7. ANEXOS



MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE

**PROYECTO DE REAL DECRETO POR EL QUE SE ESTABLECE EL RÉGIMEN
JURÍDICO DE LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS DEPURADAS**

11 de junio de 2007



PROYECTO DE REAL DECRETO POR EL QUE SE ESTABLECE EL RÉGIMEN JURÍDICO DE LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS DEPURADAS

La Ley 11/2005 de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, contiene una modificación del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, en la que se ha dado nueva redacción del artículo 109.1 “el Gobierno establecerá las condiciones básicas para la reutilización de las aguas, precisando la calidad exigible a las aguas depuradas según los usos previstos. El titular de la concesión o autorización deberá sufragar los costes necesarios para adecuar la reutilización de las aguas a las exigencias de calidad vigentes en cada momento”.

Se mantiene, sin modificación, el apartado 2 del artículo 109, en el que se recoge la obligación de obtener concesión administrativa que quedará sustituida por una autorización cuando quien solicite el aprovechamiento de las aguas depuradas sea el titular de la autorización de vertido que dio lugar a la depuración de dichas aguas.

Se completa la modificación del artículo 109 con la supresión de los apartados 3,4 y 5 del precepto.

Este profundo cambio legislativo exige adaptar los artículos del Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, dedicados a la reutilización.

Se hace preciso establecer una regulación reglamentaria más completa y detallada que posibilite las soluciones necesarias respecto de la reutilización. De este modo, se define el concepto de reutilización y se introduce la denominación de aguas regeneradas, más acorde con las posibilidades de reutilización que la norma establece y ampliamente admitida en la doctrina técnica y jurídica. Se determinan los requisitos necesarios para llevar a cabo la actividad de utilización de aguas regeneradas, los procedimientos para obtener la concesión exigida en la Ley así como disposiciones relativas a los usos admitidos y exigencias de calidad precisas en cada caso.

Finalmente, debe destacarse la incorporación de dos anexos, el anexo I recoge los criterios de calidad para la utilización de las aguas regeneradas según los usos. Estos criterios tendrán la consideración de mínimos obligatorios exigibles. Por su parte el anexo II contiene el modelo normalizado de solicitud que deben presentar quienes deseen obtener la concesión o autorización de reutilización de aguas depuradas.

El presente real decreto deroga, con carácter general, cuantas disposiciones de igual o inferior rango se opongan a lo en él dispuesto y, en particular, los artículos 272 y 273 del Reglamento de Dominio Público Hidráulico aprobado por Real Decreto 849/1986, de 11 de abril.

En el procedimiento de elaboración de esta norma se ha consultado a las comunidades autónomas, a las entidades locales y al Consejo Nacional del Agua.



En su virtud, a propuesta de las Ministras de Medio Ambiente y de Sanidad y Consumo, con la aprobación previa del Ministro de Administraciones Públicas, el Consejo de Estado y previa deliberación del Consejo de Ministros en su reunión del día xxxxxx:

DISPONGO:

CAPÍTULO I

Disposiciones generales

Artículo 1. Objeto.

Este real decreto tiene por objeto establecer el régimen jurídico para la reutilización de las aguas depuradas, de acuerdo con el artículo 109.1 del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.

Artículo 2. Definiciones.

A los efectos de este real decreto se entiende por:

a) Reutilización de las aguas: aplicación, antes de su devolución al dominio público hidráulico y al marítimo terrestre para un nuevo uso privativo de las aguas que, habiendo sido utilizadas por quien las derivó, se han sometido al proceso o procesos de depuración establecidos en la correspondiente autorización de vertido y a los necesarios para alcanzar la calidad requerida en función de los usos a que se van a destinar.

b) Aguas depuradas: aguas residuales que han sido sometidas a un proceso de tratamiento que permita adecuar su calidad a la normativa de vertidos aplicable.

c) Aguas regeneradas: aguas residuales depuradas que, en su caso, han sido sometidas a un proceso de tratamiento adicional o complementario que permite adecuar su calidad al uso al que se destinan.

d) Estación regeneradora de aguas: conjunto de instalaciones donde las aguas residuales depuradas se someten a procesos de tratamiento adicional que puedan ser necesarios para adecuar su calidad al uso previsto.

e) Infraestructuras de almacenamiento y distribución: conjunto de instalaciones destinadas a almacenar y distribuir el agua regenerada hasta el lugar de uso por medio de una red o bien depósitos móviles públicos y privados.

f) Sistema de reutilización de las aguas: conjunto de instalaciones que incluye la estación regeneradora de aguas, en su caso, y las infraestructuras de almacenamiento y distribución de las aguas regeneradas hasta el punto de entrega a los usuarios, con la dotación y calidad definidas según los usos previstos.



g) Primer usuario: persona física o jurídica que ostenta la concesión para la primera utilización de las aguas derivadas.

h) Usuario del agua regenerada: persona física o jurídica o entidad pública o privada que utiliza el agua regenerada para el uso previsto.

i) Punto de entrega de las aguas depuradas: lugar donde el titular de la autorización de vertido de aguas residuales entrega las aguas depuradas en las condiciones de calidad exigidas en la autorización de vertido, para su regeneración.

j) Punto de entrega de las aguas regeneradas: lugar donde el titular de la concesión o autorización de reutilización de aguas entrega a un usuario las aguas regeneradas, en las condiciones de calidad según su uso previstas en esta disposición.

k) Lugar de uso del agua regenerada: zona o instalación donde se utiliza el agua regenerada suministrada.

l) Autocontrol: programa de control analítico sobre el correcto funcionamiento del sistema de reutilización realizado por el titular de la concesión o autorización de reutilización de aguas.

Artículo 3. Régimen jurídico de la reutilización.

1. La reutilización de las aguas procedentes de un aprovechamiento requerirá concesión administrativa tal como establecen los artículos 59.1 y 109 del texto refundido Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio. Será aplicable a la reutilización el régimen jurídico establecido en las secciones 1ª “La concesión de aguas en general” y 2ª “Cesión de derechos al uso privativo de las aguas” del capítulo III del título IV del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.

2. No obstante lo establecido en el apartado anterior, en el caso de que la reutilización fuese solicitada por el titular de una autorización de vertido de aguas residuales, se requerirá solamente una autorización administrativa..

3. En el caso de que no coincidan en una misma persona, física o jurídica, la condición de primer usuario de las aguas y de titular de la autorización de vertido se entenderá preferente la solicitud de reutilización que hubiese presentado el titular de la autorización de vertido.

4. La misma preferencia a favor del titular de la autorización de vertido se entenderá reconocida respecto de las solicitudes de concesión de reutilización que presenten terceros que no coincidan con el primer usuario de las aguas.



CAPÍTULO II

Condiciones básicas para la reutilización de las aguas depuradas

Artículo 4. Usos admitidos para las aguas regeneradas.

1. Las aguas regeneradas podrán utilizarse para los usos indicados en el anexo I.A.
2. En los supuestos de reutilización del agua para usos no contemplados en el anexo I.A, el Organismo de cuenca exigirá las condiciones de calidad que se adapten al uso más semejante de los descritos en el mencionado anexo. Será necesario, en todo caso, motivar la reutilización del agua para un uso no descrito en el mismo.
3. En todos los supuestos de reutilización de aguas, el Organismo de cuenca solicitará de las autoridades sanitarias un informe previo que tendrá carácter vinculante.
4. Se prohíbe la reutilización de aguas para los siguientes usos:
 - a) Para el consumo humano, salvo situaciones de declaración de catástrofe en las que la autoridad sanitaria especificará los niveles de calidad exigidos a dichas aguas y los usos.
 - b) Para los usos propios de la industria alimentaria, tal y como se determina en el artículo 2.1 b) del Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.
 - c) Para uso en instalaciones hospitalarias y otros usos similares.
 - d) Para el cultivo de moluscos filtradores en acuicultura.
 - e) Para el uso recreativo como agua de baño.
 - f) Para el uso en torres de refrigeración y condensadores evaporativos, excepto lo previsto para uso industrial en el Anexo I.A.3.calidad 3.2.
 - g) Para el uso en fuentes y láminas ornamentales en espacios públicos o interiores de edificios públicos.
 - h) Para cualquier otro uso que la autoridad sanitaria considere un riesgo para la salud de las personas.

Artículo 5. Criterios de calidad.

1. Las aguas regeneradas deben cumplir en el punto de entrega los criterios de calidad según usos establecidos en el anexo I.A. Si un agua regenerada está destinada a varios usos serán de aplicación los valores más exigentes de los usos previstos.
2. Los Organismos de cuenca, en las resoluciones por las que otorguen las concesiones o autorizaciones de reutilización, podrán fijar valores para otros parámetros o contaminantes que puedan estar presentes en el agua regenerada o lo prevea la normativa sectorial de aplicación al uso previsto para la reutilización. Asimismo, podrán fijar niveles de calidad más estrictos de forma motivada.



3. La calidad de las aguas regeneradas se considerará adecuada a las exigencias de este real decreto si el resultado del control analítico realizado de acuerdo con lo previsto en el anexo I.B cumple con los requisitos establecidos con el anexo I.C

4. El titular de la concesión o autorización de reutilización de aguas es responsable de la calidad del agua regenerada y de su control desde el momento en que las aguas depuradas entran en el sistema de reutilización hasta el punto de entrega de las aguas regeneradas.

5. El usuario del agua regenerada es responsable de evitar el deterioro de su calidad desde el punto de entrega del agua regenerada hasta los lugares de uso.

6. La concesión de reutilización podrá ser modificada como consecuencia de las variaciones o modificaciones que se aprueben respecto de la concesión otorgada para el uso privativo del agua al primer usuario de la misma.

CAPÍTULO III

Contratos de cesión de derechos sobre aguas regeneradas

Artículo 6. *Características de los contratos de cesión de derechos sobre aguas regeneradas.*

1. Los titulares de la concesión de reutilización y los titulares de la autorización complementaria para reutilización de las aguas podrán suscribir contratos de cesión de derechos de uso de agua de acuerdo con lo establecido en los artículos 67 y 68 de la texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, con las siguientes particularidades:

a) El volumen anual susceptible de cesión no será superior al que figure en la concesión o autorización otorgada.

b) La Administración Pública al autorizar el contrato suscrito, además de velar por el cumplimiento de los criterios previstos en el artículo 68.3 texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, observará que se cumplen los criterios de calidad en relación a los usos a que se vayan a destinar los caudales cedidos.

2. Quienes obtienen la concesión o la autorización de reutilización podrán ceder, en los términos que establece el artículo 343 del Reglamento de Dominio Público Hidráulico, con carácter temporal a otro concesionario o titular de derechos de igual rango, la totalidad o parte de los derechos de uso que le correspondan, percibiendo a cambio la compensación económica que establece el artículo 345.2 del Reglamento del Dominio Público Hidráulico. De igual modo podrán participar en las operaciones de los Centros de Intercambio de Derechos.



CAPÍTULO IV

Procedimiento para la reutilización de aguas depuradas

Artículo 7. La reutilización de aguas a través de iniciativas o planes de las Administraciones Públicas.

1. Con la finalidad de fomentar la reutilización del agua y el uso más eficiente de los recursos hidráulicos, las Administraciones Públicas estatal, autonómica o local, en el ámbito de sus respectivas competencias, podrán llevar a cabo planes y programas de reutilización de aguas. En estos planes se establecerán las infraestructuras que permitan llevar a cabo la reutilización de los recursos hidráulicos obtenidos para su aplicación a los usos admitidos. En dichos planes se especificará el análisis económico-financiero realizado y el sistema tarifario que corresponda aplicar en cada caso.

2. En la ejecución de los citados planes, se cumplirán las exigencias establecidas en el artículo 109 del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, y en este real decreto respecto de la necesidad de obtener la concesión o autorización de reutilización de aguas por quien vaya a realizar la actividad.

3. Si la explotación se realiza de forma temporal o permanente por alguna de las administraciones públicas, estatal, autonómica o local, la concesión o autorización de reutilización se otorgará a nombre de la misma, o de la entidad o sociedad pública a quien se haya encomendado la ejecución de las infraestructuras o su explotación, que será la responsable del cumplimiento de todas las condiciones impuestas durante los periodos de prueba y explotación.

4. Cuando la explotación de una infraestructura correspondiese a determinados usuarios, será preciso que la Administración Pública correspondiente lleve a cabo la entrega de dicha infraestructura formalizando el oportuno documento en el que deberán constar todas las circunstancias en las que se produce la entrega. En particular se mencionará el hecho de que se transfiere a los usuarios, desde ese momento, la concesión o autorización de reutilización del agua y en consecuencia la responsabilidad en el cumplimiento de las condiciones impuestas. En el ámbito de la Administración General del Estado, las Sociedades Estatales de Aguas solicitarán la necesaria concesión o autorización respecto de las instalaciones de reutilización que se le hubieran encomendado en el correspondiente Convenio de Gestión Directa.

5. Cuando la explotación del sistema de reutilización del agua se realice a través de contratos de concesión de obra pública, el concesionario estará obligado a solicitar la correspondiente concesión o autorización de reutilización.

Artículo 8. Procedimiento para obtener la concesión de reutilización.

1. Cuando la solicitud de concesión para reutilizar aguas sea formulada por quien ya es concesionario para la primera utilización de las aguas, el procedimiento se tramitará, sin competencia de proyectos, de acuerdo con lo establecido en este artículo.



2. El expediente se iniciará por el concesionario de las aguas para la primera utilización que a tal efecto deberá presentar su solicitud en el modelo normalizado que figura en el anexo II, en ella manifestará su propósito de reutilizar las aguas, con indicación del uso para el que las solicita. Dicho modelo estará disponible en la página Web del Ministerio de Medio Ambiente.

3. El peticionario deberá presentar un proyecto de reutilización de aguas que incluya la documentación necesaria para identificar el origen y la localización geográfica de los puntos de entrega del agua depurada y regenerada; la caracterización del agua depurada; el volumen anual solicitado; el uso al que se va a destinar; el lugar de uso del agua regenerada especificando las características de las infraestructuras previstas desde la salida del sistema de reutilización de las aguas hasta los lugares de uso; las características de calidad del agua regenerada correspondientes al uso previsto así como el autocontrol analítico propuesto como establece el anexo I; el sistema de reutilización de las aguas; los elementos de control y señalización del sistema de reutilización; las medidas para el uso eficiente del agua y las medidas de gestión del riesgo en caso de que la calidad del agua regenerada no sea conforme con los criterios establecidos en el anexo I correspondientes al uso permitido.

4. Cuando el destino de las aguas regeneradas fuese el uso agrícola se acreditará la propiedad de las tierras que se pretenden regar a favor del peticionario o, en el caso de concesiones solicitadas por comunidades de usuarios, el documento que acredite que la solicitud de concesión ha sido aprobada por la Junta General. Se presentará en todo caso una copia actualizada del plano parcelario del catastro, donde se señalará la zona a regar. Cuando las características del agua regenerada superen los valores de los parámetros e indicadores definidos en el "Anexo I.A. Uso Agrícola", el Organismo de cuenca recabará, de acuerdo con las instrucciones técnicas vigentes, información adicional referida a los parámetros y las características de los cultivos.

5. El Organismo de cuenca examinará la documentación presentada e informará sobre la compatibilidad o incompatibilidad de la solicitud con el Plan Hidrológico de cuenca atendiendo, entre otros, a los caudales ecológicos. En el primer caso continuará la tramitación del expediente; en el segundo denegará la solicitud presentada. Simultáneamente solicitará el informe al que se refiere el artículo 25.3 del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, para el que se concede el plazo de un mes, transcurrido el cual, sin que se haya emitido, continuará la tramitación del expediente en los términos previstos en la Ley 30/1992, de 26 de noviembre, de Régimen Jurídico de las Administraciones Públicas y el Procedimiento Administrativo Común.

6. A continuación, el Organismo de cuenca elaborará una propuesta en la que se establecerán las condiciones en las que podría otorgarse la concesión para reutilizar las aguas. Este condicionado contendrá, entre otros extremos:

- a) El origen y la localización geográfica del punto de entrega del agua depurada;
- b) El volumen máximo anual en metros cúbicos y modulación establecida, caudal máximo instantáneo expresado en litros por segundo.
- c) El uso admitido.



- d) El punto de entrega y el lugar de uso del agua regenerada.
- e) Las características de calidad del agua regenerada que deben cumplir los criterios de calidad exigidos para cada uso que se establecen en el anexo I.A de este real decreto, hasta su punto de entrega a los usuarios.
- f) El sistema de reutilización de las aguas.
- g) Los elementos de control y señalización del sistema de reutilización.
- h) El programa de autocontrol de la calidad del agua regenerada que incluya los informes sobre el cumplimiento de la calidad exigida que se determinará conforme establece el anexo I.B y I.C.
- i) El plazo de vigencia de la concesión.
- j) Las medidas de gestión del riesgo en caso de calidad inadmisibles de las aguas para el uso autorizado.
- k) Cualquier otra condición que el Organismo de cuenca considere oportuna en razón de las características específicas del caso y del cumplimiento de la finalidad del sistema de reutilización del agua.

7. Elaborada la propuesta de condiciones, se solicitará la conformidad expresa del peticionario que tendrá lugar en el plazo de 10 días hábiles. Transcurrido este plazo, el Organismo de cuenca notificará la resolución expresa en el plazo máximo de un mes, contado desde que ha tenido constancia de la conformidad.

8. Si el solicitante no estuviera de acuerdo con las condiciones propuestas, presentará motivación justificada que podrá ser o no admitida, dando lugar a resolución expresa de la administración en el plazo de un mes.

9. De no haber respuesta, se denegará la concesión solicitada en el plazo de un mes, contado desde la notificación de la propuesta de condiciones.

Artículo 9. Procedimiento para obtener la autorización de reutilización.

1. Cuando el titular de la autorización de vertido presente una solicitud para reutilizar las aguas se le otorgará una autorización administrativa, que tendrá el carácter de complementaria a la de vertido, en la que se establecerán los requisitos y condiciones en los que podrá llevarse a cabo la reutilización del agua.

2. Si se solicita la obtención de una autorización de vertido manifestando el propósito de reutilizar las aguas residuales, la autorización de reutilización quedará supeditada al otorgamiento de la autorización de vertido.

3. Para obtener la autorización complementaria a la de vertido será preciso presentar la solicitud prevista en el anexo II con la información exigida en el artículo 8.3 y, en su caso, 8.4.

4. Los sucesivos trámites serán los establecidos en los párrafos 5, 6, 7, 8 y 9 del artículo 8.



Artículo 10. *Procedimiento para quien no es concesionario de la primera utilización ni titular de la autorización de vertido.*

Si quien formula la solicitud de concesión para reutilización es un tercero que no ostenta la condición de concesionario para la primera utilización, ni la de titular de la autorización de vertido de las aguas residuales, se seguirá el procedimiento que establece el Reglamento de Dominio Público Hidráulico para las concesiones en general, previa presentación de la solicitud para obtener la concesión de reutilización de aguas según el modelo del anexo II. La propuesta de condiciones en la que podría otorgarse la concesión para reutilizar las aguas determinará los extremos establecidos en el artículo 8.6 de este real decreto.

Artículo 11. *Disposiciones comunes a la concesión y autorización de reutilización de aguas.*

1. Tanto las concesiones de reutilización como las autorizaciones de reutilización serán inscritas en la Sección A) del Registro de Aguas en la forma que establece el artículo 192 del Reglamento de Dominio Público Hidráulico.

2. El incumplimiento de las obligaciones derivadas del condicionado de la concesión o autorización de reutilización será sancionado con arreglo a lo dispuesto en el título VII del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.

3. El titular de la concesión o autorización de reutilización deberá sufragar los costes necesarios para adecuar la reutilización de las aguas a las exigencias de calidad vigentes en cada momento y responderá permanentemente de dicha adecuación.

Cuando proceda a juicio de la administración concedente, la sustitución de caudales concesionales por otros procedentes de la reutilización, la administración responderá de los gastos inherentes a la obra en los términos del artículo 61.3 segundo párrafo del texto refundido de la Ley de Aguas.

Disposición transitoria primera. *Régimen transitorio de las reutilizaciones directas de aguas depuradoras con concesión o autorización administrativa vigente.*

Las reutilizaciones directas de aguas depuradas que, a la entrada en vigor de este real decreto, cuenten con concesión o autorización administrativa deberán realizar las adaptaciones que resulten necesarias para poder cumplir las condiciones básicas de la reutilización y las obligaciones impuestas en el presente real decreto en el plazo de dos años contados desde su entrada en vigor.

Disposición transitoria segunda. *Régimen transitorio de los expedientes de reutilización directa de aguas depuradoras, iniciados y no resueltos a la entrada en vigor de este real decreto.*



Los expedientes de reutilización directa, iniciados y no resueltos a la entrada en vigor de este real decreto, se resolverán conforme a la legislación vigente al tiempo de su solicitud, sin perjuicio de que una vez otorgada la correspondiente concesión o autorización, el titular de la misma deba realizar, en el plazo de dos años contados desde el otorgamiento de la autorización, las adaptaciones que resulten necesarias para poder cumplir las condiciones básicas de la reutilización y las obligaciones impuestas en el presente real decreto.

Disposición final primera. *Modificación del Reglamento de Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril.*

Se derogan los artículos 272 y 273 del Reglamento de Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril.

Disposición final segunda. *Carácter básico.*

Este real decreto tiene el carácter de legislación básica sobre sanidad y sobre contratos y concesiones administrativas, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 149.1.16ª, 18ª y 13ª de la Constitución, excepto los artículos 3.3, 4.1, 8, 9, 10 y 11.1 de este real decreto, que serán exclusivamente de aplicación en las cuencas hidrográficas intercomunitarias, cuya gestión corresponde a la Administración General del Estado conforme al artículo 149.1.22ª de la Constitución.

Disposición final tercera. *Desarrollo, aplicación y adaptación del real decreto.*

1. Por los Ministros de Medio Ambiente y de Sanidad y Consumo se dictarán conjunta o separadamente, según las materias de que se trate, y en el ámbito de sus respectivas competencias, las disposiciones que exija el desarrollo y aplicación de este real decreto.

2. Se faculta a los Ministros de Medio Ambiente y de Sanidad y Consumo para, en los mismos términos del apartado anterior, introducir en este real decreto y, en particular, en sus anexos, cuantas modificaciones fuesen precisas para mantenerlo adaptado a las innovaciones científicas y técnicas que se produzcan

Disposición final cuarta. *Entrada en vigor.*

El presente real decreto entrará en vigor el día siguiente al de su publicación en el “Boletín Oficial del Estado”.

ANEXO I.A: CRITERIOS DE CALIDAD PARA LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS SEGÚN SUS USOS

A) CALIDAD REQUERIDA

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES ¹	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
1.- USOS URBANOS					
CALIDAD 1.1: RESIDENCIAL ² a) Riego de jardines privados. ³ b) Descarga de aparatos sanitarios. ³ c) Otros usos domésticos.	1 huevo/10 L	0 (UFC ⁴ /100 mL)	10 mg/L	2 UNT ⁵	OTROS CONTAMINANTES ⁶ contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas ⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs. ⁸
CALIDAD 1.2: SERVICIOS a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares). ⁹ b) Baño de calles. ⁹ c) Sistemas contra incendios. ⁹ d) Lavado industrial de vehículos. ⁹	1 huevo/10 L	200 UFC/100 mL	20 mg/L	10 UNT	<i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización)

¹ Considerar en todos los grupos de calidad al menos los géneros: Ancylostoma, Trichuris, Ascaris.

² Deben someterse a controles que aseguren el correcto mantenimiento de las instalaciones.

³ Su autorización estará condicionada a la obligatoriedad de la presencia doble circuito señalizado en todos sus tramos hasta el punto de uso

⁴ Unidades Formadoras de Colonias.

⁵ Unidades Nefelométricas de Turbiedad.

⁶ ver el Anexo II del RD 849/1986, de 11 de abril.

⁷ ver Anexo IV (****) del RD 849/1986, de 11 de abril, modificado por el RD 606/2003 de 23 de mayo.

⁸ Norma de calidad ambiental ver el artículo 245.5.a del RD 849/1986, de 11 de abril, modificado por el RD 606/2003 de 23 de mayo.

⁹ Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados



USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
2.- USOS AGRÍCOLAS ¹					
CALIDAD 2.1 ² a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1 huevo/10 L	200 UFC/100 mL	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización)
CALIDAD 2.2 a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior. b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne. c) Acuicultura.	1 huevo/10 L	1000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L <i>Taenia saginata</i> y <i>Taenia solium</i> : Ausencia de huevos/L (si se riegan pastos para consumo de animales productores de carne)

¹ Características del agua regenerada que requieren información adicional: Conductividad 3,0 dS/m ; Relación de Adsorción de Sodio (RAS): 6 meq/L; Boro: 0,5 mg/L; Arsénico: 0,1 mg/L; Berilio: 0,1 mg/L; Cadmio: 0,01 mg/L; Cobalto: 0,05 mg/L; Cromo: 0,1 mg/L; Cobre: 0,2 mg/L; Manganeseo: 0,2 mg/L; Molibdeno: 0,01 mg/L; Níquel: 0,02 mg/L; Selenio : 0,02 mg/L; Vanadio: 0,1 mg/L...
Para el cálculo de RAS se utilizará la fórmula:

$$RAS (meq / L) = \frac{[Na]}{\sqrt{\frac{[Ca] + [Mg]}{2}}}$$

² Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados



USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
2.- USOS AGRÍCOLAS ¹					
CALIDAD 2.3 a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana. b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.	1 huevo/10 L	10000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L



USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
3.- USOS INDUSTRIALES					
CALIDAD 3.1 ¹ a) Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria. b) Otros usos industriales.	No se fija límite	10000 UFC/100 mL	35 mg/L	15 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs <i>Legionella spp.</i> : 100 UFC/L
CALIDAD 3.2 a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.	Ausencia de huevos/L	Ausencia UFC/L	5 mg/L	1 UNT	<i>Legionella spp.</i> : Ausencia UFC/L Para su autorización se requerirá: - La aprobación, por la autoridad sanitaria, del Programa específico de control de las instalaciones contemplado en el Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. - Uso exclusivamente industrial y en localizaciones que no estén ubicadas en zonas urbanas ni cerca de lugares con actividad pública o comercial.

¹ Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
4.- USOS RECREATIVOS					
CALIDAD 4.1 ¹ a) Riego de campos de golf.	1 huevo/10 L	200 UFC/100 mL	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. Si el riego se aplica directamente a la zona del suelo (goteo, microaspersión) se fijan los criterios del grupo de Calidad 2.3 <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización)
CALIDAD 4.2 a) Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua.	No se fija límite	10000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. P _T : 2 mg P/L (en agua estancada)

¹ Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados



USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
5.- USOS AMBIENTALES					
CALIDAD 5.1 a) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno.	No se fija límite	1000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	N ¹ : 10 mg N/L NO ₃ : 25 mg NO ₃ /L Art. 257 a 259 del RD 849/1986
CALIDAD 5.2 a) Recarga de acuíferos por inyección directa.	1 huevo/10 L	0 UFC/100 mL	10 mg/L	2 UNT	
CALIDAD 5.3 a) Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público. b) Silvicultura.	No se fija límite	No se fija límite	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs.
CALIDAD 5.4 a) Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, caudales mínimos y similares).	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso				

¹ Nitrógeno total, suma del nitrógeno inorgánico y orgánico presente en la muestra



ANEXO I.B: FRECUENCIA MÍNIMA DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE CADA PARÁMETRO

El control deberá realizarse a la salida de la planta de regeneración, y en todos los puntos de entrega al usuario.

Cuando el uso del agua regenerada es continuo la frecuencia de muestreo se aplicará para periodos de un año. Si el uso del agua es discontinuo la frecuencia se aplicará durante el período de uso del agua.

La frecuencia de análisis se modificará en los siguientes supuestos:

- i. Tras 1 año de control se podrá presentar una solicitud motivada para reducir la frecuencia de análisis hasta un 50%, para aquellos parámetros que no sea probable su presencia en las aguas.
- ii. Si el 10% de las muestras durante controles de un trimestre (o fracción, en caso de periodos de explotación inferiores) superan alguno de los VMA del Anexo I.A, se duplicará la frecuencia de muestreo para el periodo siguiente.
- iii. Si el resultado de un control supera al menos en uno de los parámetros los rangos de desviación máxima establecidos en el Anexo I.C, la frecuencia de control del parámetro que supere los rangos de desviación se duplicará hasta que los resultados de cuatro controles sucesivos muestren valores inferiores a la desviación máxima establecida.

Las frecuencias mínimas de análisis se especifican en la tabla siguiente:



USO	CALIDAD	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SS	TURBIDEZ	NT y PT	OTROS CONTAMINANTES	OTROS CRITERIOS
1.- USO URBANO	1.1 y 1.2	Quincenal	2 veces semana	Semanal	2 veces semana	----	El Organismo de cuenca valorará la frecuencia de análisis sobre la base de la autorización de vertido y del tratamiento de regeneración.	Mensual
	2.1	Quincenal	Semanal	Semanal	Semanal	----		Mensual
2.- USO AGRARIO	2.2	Quincenal	Semanal	Semanal	----	----		Quincenal
	2.3	Quincenal	Semanal	Semanal	----	----		-----
	3.1	-----	Semanal	Semanal	Semanal	----		Mensual
3.- USO INDUSTRIAL	3.2	Semanal	3 veces semana	Diaria	Diaria	----		3 veces semana
	4.1	Quincenal	2 veces semana	Semanal	2 veces semana	----		-----
4.- USO RECREATIVO	4.2	-----	Semanal	Semanal	-----	Mensual		-----
	5.1	-----	2 veces semana	Semanal	-----	Semanal		-----
5.- USO AMBIENTAL	5.2	Semanal	3 veces semana	Diaria	Diaria	Semanal		Semanal
	5.3	----	----	Semanal	----	-----		-----
	5.4							Frecuencia igual al uso más similar



ANEXO I.C: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS REGENERADAS

La calidad de las aguas regeneradas se valorará mediante el análisis de muestras tomadas sistemáticamente en todos los puntos de entrega de las mismas y con las frecuencias mínimas previstas en el Anexo I.B.

CRITERIOS DE CONFORMIDAD

- 1º. La calidad de las aguas regeneradas se considerará adecuada a las exigencias de este real decreto si en los controles analíticos de un trimestre, o fracción cuando el periodo de explotación sea inferior, cumpla simultáneamente:
- i. El 90% de las muestras tendrá resultados inferiores a los VMA en todos los parámetros especificados en el Anexo I.A.,
 - ii. Las muestras que superen el VMA del Anexo I.A no sobrepasen los límites de desviación máxima establecidos a continuación
 - iii. Para las sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las Normas de Calidad Ambiental en el punto de entrega de las aguas regeneradas según la legislación propia de aplicación

PARÁMETRO	LIMITE DE DESVIACIÓN MÁXIMA
Nematodos intestinales	100% del VMA
<i>Escherichia coli</i>	1 unidad logarítmica
<i>Legionella spp</i>	1 unidad logarítmica
<i>Taenia saginata</i>	100% del VMA
<i>Taenia solium</i>	100% del VMA
Sólidos en suspensión	50% del VMA
Turbidez	100% del VMA
Nitratos	50% del VMA
Nitrógeno Total	50% del VMA
Fósforo Total	50% del VMA



- 2º. Se procederá a la suspensión del suministro de agua regenerada en los casos en los que no se cumpla lo establecido en el punto anterior.
- 3º. Si en dos controles sucesivos se superan en un parámetro los límites de desviación máxima del punto 1º, se procederá a suspender el suministro de agua regenerada.

El suministro se reanudará cuando se hayan tomado las medidas oportunas en lo relativo al tratamiento para que la incidencia no vuelva a ocurrir, y se haya constatado que el agua regenerada cumple los VMA del Anexo I.A durante cuatro controles efectuados en días sucesivos.

ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS

Los métodos o técnicas analíticas de referencia que se proponen en este Anexo se tomarán como referencia o guía. Se podrán emplear métodos alternativos siempre que estén validados y den resultados comparables a los obtenidos por el de referencia. Para el caso del análisis de contaminantes deberán cumplir los valores de incertidumbre y límite de cuantificación especificados en la tabla correspondiente.

Los análisis deberán ser realizados en laboratorios de ensayo que dispongan de un sistema de control de calidad según la Norma UNE-EN ISO/IEC 17025.

MICROBIOLÓGICOS

PARÁMETRO	MÉTODOS O TÉCNICAS ANALÍTICAS DE REFERENCIA
Nematodos intestinales	Método Bailinger modificado por Bouhoum & Schwartzbrod. "Analysis of wastewater for use in agriculture" Ayres & Mara O.M.S. (1996)
<i>Escherichia coli</i>	Recuento de Bacterias Escherichia Coli β- Glucuronidasa positiva
<i>Legionella spp</i>	Norma ISO 11731 parte 1: 1998 Calidad del Agua. Detección y enumeración de Legionella.-
<i>Taenia saginata</i>	-----
<i>Taenia solium</i>	-----

CONTAMINANTES

PARÁMETRO	TÉCNICA DE REFERENCIA	U ¹	LC ²
Sólidos en suspensión	Gravimetría con filtro de fibra de vidrio	30%	5 mg/L
Turbidez	Nefelometría	30%	0,5 UNT
Nitratos	Espectroscopía de absorción molecular Cromatografía iónica	30%	10 mg NO ₃ /L
Nitrógeno Total	Suma de Nitrógeno Kjeldahl, nitratos y nitritos Autoanalizador	30%	3 mg N/L
Fósforo Total	Espectroscopía de absorción molecular Espectrofotometría de plasma	30%	0,5 mg P/L
Sustancias Peligrosas	Cromatografía Espectroscopía	Metales: 30% Orgánicos: 50%	30% de NCA

¹ Incertidumbre máxima expandida con un factor de cobertura de 2.

² Límite de cuantificación, es decir, concentración mínima de interés que puede determinarse con el nivel de incertidumbre requerido en la tabla.



ANEXO II: SOLICITUD PARA OBTENER LA CONCESIÓN O AUTORIZACIÓN DE
REUTILIZACIÓN DE AGUAS

REGISTRO DE PRESENTACIÓN en la Administración	REGISTRO DE ENTRADA en la Confederación Hidrográfica	Nº de Expediente (a rellenar por la Administración)	SOLICITUD

SOLICITUD DE CONCESIÓN O DE AUTORIZACIÓN DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS												
DATOS DEL SOLICITANTE												
Titular											NIF/CIF	
Domicilio social	Calle / Plaza /		Dirección				Nº		Piso		Escalera	Puerta
	Lugar/Paraje/ Polígono Industrial											
	Municipio					Cód. Postal		Provincia				
	Teléfono		Móvil		Fax		Correo electrónico					
Representante	Nombre											
	Cargo											
	Teléfono		Móvil		Fax		Correo electrónico					
Radicación de la actividad	Calle / Plaza /		Dirección				Nº		Piso		Escalera	Puerta
	Lugar/Paraje/ Polígono Industrial											
	Municipio					Cód. Postal		Provincia				
Domicilio a efectos de notificación	Calle / Plaza /		Dirección				Nº		Piso		Escalera	Puerta
	Lugar/Paraje/ Polígono Industrial											
	Municipio					Cód. Postal		Provincia				
SOLICITA	<input type="checkbox"/> CONCESIÓN DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS											
	<input type="checkbox"/> ES CONCESIONARIO DE LA PRIMERA UTILIZACIÓN (no es titular de la autorización de vertido)											
	<input type="checkbox"/> NO ES CONCESIONARIO DE LA PRIMERA UTILIZACIÓN (tramítese la concesión por el procedimiento general)											
	TITULAR DE LA AUTORIZACIÓN DE VERTIDO CUYAS AGUAS DEPURADAS SE PRETENDEN REUTILIZAR:Nº DE EXPEDIENTE DEL TITULAR <input type="text"/>											
SOLICITA	<input type="checkbox"/> AUTORIZACIÓN DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS											
	<input type="checkbox"/> DISPONE DE AUTORIZACIÓN DE VERTIDO Nº DE EXPEDIENTE <input type="text"/>											
	<input type="checkbox"/> SOLICITA SIMULTÁNEAMENTE LA AUTORIZACIÓN DE VERTIDO Y DE REUTILIZACIÓN											
<input type="checkbox"/> Titular <input type="checkbox"/> Representante FIRMA												
En....., a..... de..... de 20..... NOMBRE:												



DOCUMENTOS QUE SE ACOMPAÑAN LA SOLICITUD	
1.	
2.	
3.	
4.	
5.	

PROYECTO DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS

INFORMACIÓN GENERAL									
TÍTULO DEL PROYECTO									
AUTOR DEL PROYECTO							Fecha de redacción		
¿Es complementario a un proyecto de autorización de vertido de aguas residuales que obre en poder de la Confederación Hidrográfica?							<input type="checkbox"/> Sí		<input type="checkbox"/> No
EN CASO AFIRMATIVO: TÍTULO DEL PROYECTO DE AUTORIZACIÓN DE VERTIDO									
ORIGEN DE LAS AGUAS									
Nombre de la EDAR									
Municipio				Provincia					
Lugar/Paraje/ Polígono Industrial									
Referencia catastral		Polígono				Parcela			
LOCALIZACIÓN DEL PUNTO DE ENTREGA DEL AGUA DEPURADA									
Coordenadas		UTM X (6 dígitos)		UTM Y (7 dígitos)		Huso		Nº Hoja 1/50.000	
VOLUMEN SOLICITADO									
Volumen máximo anual (m³)				Modulación				Caudal máximo instantáneo (L/s)	
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DEPURADA									



USO AL QUE SE VA A DESTINAR EL AGUA REGENERADA	
<input type="checkbox"/> 1. USO URBANO	
CALIDAD 1.1 RESIDENCIAL	<input type="checkbox"/> a) Riego de jardines privados <input type="checkbox"/> b) Descarga de aparatos sanitarios <input type="checkbox"/> c) Otros usos domésticos.
CALIDAD 1.2 SERVICIOS URBANOS	<input type="checkbox"/> a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares). <input type="checkbox"/> b) Baldeo de calles. <input type="checkbox"/> c) Sistemas contra incendios. <input type="checkbox"/> d) Lavado industrial de vehículos.
<input type="checkbox"/> 2. USO AGRÍCOLA	
CALIDAD 2.1	<input type="checkbox"/> a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.
CALIDAD 2.2	<input type="checkbox"/> a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior. <input type="checkbox"/> b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne. <input type="checkbox"/> c) Acuicultura.
CALIDAD 2.3	<input type="checkbox"/> a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana. <input type="checkbox"/> b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. <input type="checkbox"/> c) Riego de cultivos industriales, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.
Señale la documentación que ha adjuntado a esta solicitud <ul style="list-style-type: none"><input type="radio"/> Acreditación de la propiedad de las tierras que se pretenden regar a favor del peticionario<input type="radio"/> Documento que acredite que la solicitud de concesión ha sido aprobada por la Junta General (para solicitud de concesión por comunidades de usuarios)<input type="radio"/> Copia actualizada del plano parcelario del catastro, donde se señalará la zona regada<input type="radio"/> Programa específico de control de las instalaciones contemplado en el Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis.¹	
<input type="checkbox"/> 3. USO INDUSTRIAL	
CALIDAD 3.1	<input type="checkbox"/> a) Aguas de proceso y limpieza, excepto en la industria alimentaria. <input type="checkbox"/> b) Otros usos industriales.
CALIDAD 3.2	<input type="checkbox"/> a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.
<input type="checkbox"/> 4. USO RECREATIVO	
CALIDAD 4.1	<input type="checkbox"/> a) Riego de campos de golf
CALIDAD 4.2	<input type="checkbox"/> a) Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua
<input type="checkbox"/> 5. USO AMBIENTAL	
CALIDAD 5.1	<input type="checkbox"/> a) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno
CALIDAD 5.2	<input type="checkbox"/> a) Recarga de acuíferos por inyección directa
CALIDAD 5.3	<input type="checkbox"/> a) Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público <input type="checkbox"/> b) Silvicultura
CALIDAD 5.4	<input type="checkbox"/> a) Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, caudales mínimos y similares):

¹ Para el uso industrial en torres de refrigeración y condensadores evaporativos.



LUGAR DE USO y LOCALIZACIÓN DEL PUNTO DE ENTREGA DEL AGUA REGENERADA ¹															
USOS EN ZONAS															
ZONA 1															
LOCALIZACIÓN DEL PUNTO DE ENTREGA DEL AGUA REGENERADA															
Coordenadas		UTM X (6 dígitos)				UTM Y (7 dígitos)				Huso		Nº Hoja 1/50.000			
LUGAR DE USO DEL AGUA REGENERADA															
Municipio						Provincia									
Lugar/Paraje/ Polígono Industrial															
Referencia catastral				Polígono				Parcela				Nº Hoja 1/50.000			
Recarga de acuíferos				Profundidad (m)				Unidad hidrogeológica				Acuífero			
Coordenadas		UTM X (6 dígitos)				UTM Y (7 dígitos)				Huso		Nº Hoja 1/50.000			
ZONA 2															
LOCALIZACIÓN DEL PUNTO DE ENTREGA DEL AGUA REGENERADA															
Coordenadas		UTM X (6 dígitos)				UTM Y (7 dígitos)				Huso		Nº Hoja 1/50.000			
LUGAR DE USO DEL AGUA REGENERADA															
Municipio						Provincia									
Lugar/Paraje/ Polígono Industrial															
Referencia catastral				Polígono				Parcela				Nº Hoja 1/50.000			
Recarga de acuíferos				Profundidad (m)				Unidad hidrogeológica				Acuífero			
Coordenadas		UTM X (6 dígitos)				UTM Y (7 dígitos)				Huso		Nº Hoja 1/50.000			
USOS EN INSTALACIONES															
INSTALACIÓN 1															
LOCALIZACIÓN DEL PUNTO DE ENTREGA DEL AGUA REGENERADA															
Coordenadas		UTM X (6 dígitos)				UTM Y (7 dígitos)				Huso		Nº Hoja 1/50.000			
LUGAR DE USO DEL AGUA REGENERADA															
Titular										NIF/CIF					
Actividad Principal		CNAE				Título CNAE									
Radicación de la actividad		Calle / Plaza /		Dirección				Nº		Piso		Escalera		Puerta	
		Lugar / Paraje / Polígono Industrial													
		Municipio				Cód. Postal				Provincia					
INSTALACIÓN 2															
LOCALIZACIÓN DEL PUNTO DE ENTREGA DEL AGUA REGENERADA															
Coordenadas		UTM X (6 dígitos)				UTM Y (7 dígitos)				Huso		Nº Hoja 1/50.000			
LUGAR DE USO DEL AGUA REGENERADA															
Titular										NIF/CIF					
Actividad Principal		CNAE				Título CNAE									
Radicación de la actividad		Calle / Plaza /		Dirección				Nº		Piso		Escalera		Puerta	
		Lugar / Paraje / Polígono Industrial													
		Municipio				Cód. Postal				Provincia					

¹ Este formulario permite describir, como lugar de uso del agua regenerada, dos zonas y dos instalaciones. Si hay más lugares de uso, se utilizarán tantos ejemplares como sean necesarios.



CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS REGENERADAS y CONTROL PROPUESTO					
PARÁMETRO DE CALIDAD	CRITERIO DE CALIDAD		CONTROL ANALÍTICO		
	Valor	Unidad	Periodicidad	Método	LC
Nematodos intestinales		huevo/L			
<i>Escherichia coli</i>		UFC /100 mL			
<i>Legionella spp.</i>		UFC/L			
<i>Taenia saginata</i>		huevo/L			
<i>Taenia Solium</i>		huevo/L			
Sólidos en suspensión		mg/L			
Turbidez		UNT			
Olor					
Fósforo total		mg/L			
Nitrógeno total		mg/L			
Nitratos		mg/L			
Otros contaminantes ¹					
Sustancias peligrosas ²		µg/L			

USO INDUSTRIAL EN TORRES DE REFRIGERACIÓN Y CONDENSADORES EVAPORATIVOS
BREVE DESCRIPCIÓN DEL PROGRAMA ESPECIFICO DE CONTROL DE LAS INSTALACIONES CONTEMPLADO EN EL REAL DECRETO 865/2003, DE 4 DE JULIO, POR EL QUE SE ESTABLECEN LOS CRITERIOS HIGIÉNICO-SANITARIOS PARA LA PREVENCIÓN Y CONTROL DE LA LEGIONELOSIS

¹ Ver Anexo II del RD 849/1986, 11 de Abril

² Ver Anexo IV (****)del RD 849/1986, 11 de Abril



SISTEMA DE REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS

ORIGEN DE LAS AGUAS DEPURADAS

¿Se someten las aguas residuales brutas a depuración en una EDAR antes de su regeneración?

En caso afirmativo señale el sistema de depuración:

☐ SI ☐ NO

<input type="checkbox"/> Pretratamiento	<input type="checkbox"/> Tratamiento primario	<input type="checkbox"/> Tratamiento secundario	<input type="checkbox"/> Más riguroso	<input type="checkbox"/> Otros	
<input type="checkbox"/> Tanque de regulación	<input type="checkbox"/> Decantación primaria	<input type="checkbox"/> Fangos activados	<input type="checkbox"/> Desinfección (cloración)	<input type="checkbox"/> Ozonización	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> Desbaste	<input type="checkbox"/> Físico-Químico	<input type="checkbox"/> Lechos bacterianos o biofiltros	<input type="checkbox"/> Nitrificación/Desnitrificación	<input type="checkbox"/> Ultravioleta	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> Desarenado		<input type="checkbox"/> Lagunaje	<input type="checkbox"/> Eliminación de Fósforo	<input type="checkbox"/> Ultrafiltración / Ósmosis inversa	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> Desengrasado		<input type="checkbox"/> Otros			

ESTACIÓN REGENERADORA DE LAS AGUAS

I) DATOS GENERALES DE LA INSTALACIÓN

Nombre de la Estación						<input type="checkbox"/> En proyecto:		Año de construcción:.....		
Propietario							CIF/NIF			
Situación	Lugar / Paraje / Polígono Industrial				Municipio			Provincia		
	Coordenadas	UTM X (6 dígitos)		UTM Y (7 dígitos)		Huso		Nº Hoja 1/50.000		
	Polígono				Parcela					
Gestor responsable de la planta	Razón social					Telf.		Fax		

II) PROCESO REGENERACIÓN

<input type="checkbox"/> Nitrificación/Desnitrificación	<input type="checkbox"/> Desinfección (cloración)	<input type="checkbox"/> Luz Ultravioleta	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> Eliminación de Fósforo	<input type="checkbox"/> Ozonización	<input type="checkbox"/> Ultrafiltración / Ósmosis inversa	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Capacidad máxima de regeneración (m³/h)			Régimen de funcionamiento	<input type="checkbox"/> Continuo <input type="checkbox"/> Estacional

III) DESCRIPCIÓN O DIAGRAMA DEL PROCESO DE REUTILIZACIÓN

--	--	--	--	--



INFRAESTRUCTURAS DE ALMACENAMIENTO Y DISTRIBUCIÓN
DESCRIPCIÓN O DIAGRAMA DE LAS INSTALACIONES DE ALMACENAMIENTO
DESCRIPCIÓN O DIAGRAMA DE LAS INSTALACIONES DE DISTRIBUCIÓN
DESCRIPCIÓN DE LOS ELEMENTOS DE CONTROL
DESCRIPCIÓN DE LOS ELEMENTOS DE SEÑALIZACIÓN



INFRAESTRUCTURAS DESDE LA SALIDA DEL SISTEMA DE REUTILIZACIÓN HASTA LOS LUGARES DE USO



MEDIDAS PARA EL USO EFICIENTE DEL AGUA
1.
2.
3.
4.
5.
6.
7.
8.
MEDIDAS DE GESTIÓN DEL RIESGO EN CASO DE CALIDAD INADMISIBLE DE LAS AGUAS PARA EL USO ADMITIDO
¿Existe un plan de actuaciones en caso calidad inadmisibles al uso? <input type="checkbox"/> Sí <input type="checkbox"/> No
RELACIÓN DE LAS MEDIDAS PROPUESTAS
1.
2.
3.
4.
5.
6.
7.
8.
9.